Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec)

D. Brouard, M. Lachance, G. Shooner,
et R. Van Coillie

Direction de la recherche sur les Pêches
Ministère des Pêches et Océans
901 Cap Diamant, C.P. 15500
Québec, Québec G1K 7Y7

Février 1982

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques No. 1109 F

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

These reports contain scientific and technical information that represents an important contribution to existing knowledge but which for some reason may not be appropriate for primary scientific (i.e. *Journal*) publication. Technical Reports are directed primarily towards a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries management, technology and development, ocean sciences, and aquatic environments relevant to Canada.

Technical Reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report will be abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and will be indexed annually in the Department's index to scientific and technical publications.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Details on the availability of Technical Reports in hard copy may be obtained from the issuing establishment indicated on the front cover.

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Ces rapports contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution importante aux connaissances actuelles mais qui, pour une raison ou pour une autre, ne semblent pas appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Il n'y a aucune restriction quant au sujet, de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du Ministère des Pêches et des Océans, notamment gestion des pêches, techniques et développement, sciences océaniques et environnements aquatiques, au Canada.

Les Rapports techniques peuvent être considérés comme des publications complètes. Le titre exact paraîtra au haut du résumé de chaque rapport, qui sera publié dans la revue *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* et qui figurera dans l'index annuel des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les numéros 1-456 de cette série ont été publiés à titre de Rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457-714, à titre de Rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715-924 ont été publiés à titre de Rapports techniques du Service des pêches et de la mer, Ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom de la série a été modifié à partir du numéro 925.

La page couverture porte le nom de l'établissement auteur où l'on peut se procurer les rapports sous couverture cartonnée.

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques
No 1109 F

Octobre 1982

SENSIBILITE A L'ACIDIFICATION DE QUATRE RIVIERES A SAUMONS DE LA COTE-NORD DU SAINT-LAURENT (QUEBEC)

D. Brouard[1], M. Lachance[2], G. Shooner[1], et R. Van Coillie[3]

Direction de la recherche sur les pêches
Ministère des Pêches et Océans
901, Cap Diamant, B.P. 15 500
Québec (Québec)
G1K 7Y7

1. Gilles Shooner Inc., 1 rue du Muguet, Loretteville (Québec) G2A 2Y5
2. INRS-Eau, Université du Québec, 2700 rue Einstein, Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7
3. Eco-Recherches Inc. (filiale CIL), 121 boul. Hymus, Pointe-Claire (Québec) H9R 1E6

Ce rapport fait suite au contrat (FP-401-0-3899) accordé à S.A.G.E. Ltée par le ministère des Pêches et Océans du Canada, en novembre 1980. M. Jean-Denis Dutil, de la Direction de la recherche sur les pêches, Laboratoire de Québec, agissait à titre de délégué scientifique du Ministère et M. Denis Brouard, comme chargé de projet pour le compte de la firme S.A.G.E. Ltée.

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1982.
No de catalogue Fs 97-6/1109 F ISSN 0706-6457

TABLE DES MATIERES

	PAGE
Liste des tableaux	iv
Liste des figures	iv
Résumé	v
Abstract	v
Introduction	1
Processus d'acidification des eaux de surface	
Aspects géochimiques	1
Equilibre sulfates-bicarbonates	2
Aspects hydrologiques	2
Conditions printanières	3
Description du territoire	3
Méthodologie	5
Résultats	
Conditions météorologiques	5
Caractéristiques physico-chimiques	8
Ions majeurs	8
Eléments nutritifs et facteurs associés	8
Métaux traces	13
Variation temporelle de la qualité des eaux de surface	13
Corrélations entre stations	13
Fluctuations saisonnières	13
Paramètres reliés à l'acidification	16
Sulfates	16
Calcium	19
Ions hydrogène	19
Nitrates	19
Discussion	19
Evaluation de la sensibilité des rivières	20
Critères de sensibilité	20
Relation pH-calcium	20
Relation entre l'alcalinité et le calcium + magnésium	20
Perspectives éco-toxicologiques	25
Facteur pH	25
Facteur aluminium	27
Autres facteurs	29
Conclusion	30
Remerciements	31
Références citées	32

TABLE DES MATIERES (suite)

PAGE

Annexe 1: Résultats bruts relatifs aux eaux de surface, à la neige au sol et à la pluie 36
Annexe 2: Evolution temporelle des concentrations de calcium, de magnésium et de sulfates 47
Annexe 3: Evolution temporelle des concentrations d'aluminium, d'ions hydrogène, ainsi que de l'alcalinité et du carbone inorganique..... 52

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU

1 Hydrographie et hydrologie sommaires des quatre rivières à l'étude..... 6

2 Valeurs moyennes, pondérées par le débit, de paramètres physico-chimiques des eaux provenant de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent (1981)..... 9

3 Contribution relative (en %) des aérosols marins aux concentrations de quelques ions majeurs contenus dans les eaux de surface..... 12

4 Coefficients de corrélation entre stations pour différents paramètres mesurés au cours de l'année 1981..... 14

5 Concentrations moyennes saisonnières exprimées par rapport à la concentration moyenne globale par station pour les eaux de surface provenant des rivières Ste-Marguerite et des Escoumins..... 15

6 Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques mesurés dans la neige au sol et dans l'eau de pluie..... 17

7 Valeurs limites d'alcalinité, de calcium et de conductivité permettant d'identifier la catégorie de sensibilité des eaux de surface..... 21

LISTE DES FIGURES

FIGURE

1 Localisation du territoire à l'étude..... 4

2 Mesures journalières de débits pour les rivières Ste-Marguerite et Petit Saguenay ainsi que diverses données météorologiques provenant de la station de Grandes Bergeronnes..... 7

3 Variations dans la composition physico-chimique moyenne des eaux de surface des rivières à l'étude..... 11

4 Evolution temporelle du débit ainsi que des concentrations de calcium, de sulfates, de nitrates et d'ions hydrogène pour la rivière Ste-Marguerite..... 18

5 Valeurs moyennes saisonnières du pH en fonction du calcium, pour les rivières Petit Saguenay (PS-1), Ste-Marguerite (SM-1), des Petits Escoumins (PE-1) et des Escoumins (ES-1, ES-2), par rapport à la relation empirique de Henriksen (1979)..... 22

6 Valeurs moyennes saisonnières de l'alcalinité en fonction du calcium + magnésium pour les rivières Petit Saguenay (PS-1), Ste-Marguerite (SM-1), des Petits Escoumins (PE-1) et des Escoumins (ES-1, ES-2), par rapport à la droite d'équivalence..... 23

7 Valeurs moyennes saisonnières des sulfates en fonction du calcium + magnésium - alcalinité, pour les rivières Petit Saguenay (PS-1), Ste-Marguerite (SM-1), des Petits Escoumins (PE-1) et des Escoumins (ES-1, ES-2), par rapport à la droite d'équivalence..... 24

RESUME

Brouard, D., M. Lachance, G. Shooner et R. Van Coillie. 1982. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1109 F: v + 56 p.

Il n'existe à ce jour que très peu d'informations concernant la sensibilité à l'acidification des rivières à saumons (Salmo salar) du Québec, les recherches sur les répercussions des précipitations acides sur l'ichthyofaune s'étant limitées aux écosystèmes lacustres du bouclier pré-cambrien. Dans ce contexte, une étude a été réalisée en 1981 sur quatre (4) rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent: Petit Saguenay, Ste-Marguerite, des Petits Escoumins et des Escoumins. Cette recherche fait ressortir les différences saisonnières de la qualité physico-chimique des eaux de ces systèmes fluviaux tout en mettant l'accent sur l'importance des apports atmosphériques ainsi que sur certaines conditions hydrométéorologiques rencontrées au cours de la période d'échantillonnage. Les valeurs saisonnières, pondérées par le débit, obtenues pour la conductivité (17 à 32 µS/cm), l'alcalinité (30 à 168 µéq/L) et le calcium (113 à 222 µéq/L) indiquent que les rivières à l'étude présentent une sensibilité élevée à l'acidification, à l'exception de la rivière Petit Saguenay, considérée comme modérément sensible. L'application de plusieurs modèles, dont celui d'Henriksen (1979), montre que ces cours d'eau ont subi une certaine acidification imputable aux retombées atmosphériques acides (pH de la pluie oscillant entre 3,8 et 4,6), dont les concentrations de sulfates sont élevées (moyennes printannières variant de 25,2 à 111,3 µéq/L). Au cours du printemps, un accroissement dans les concentrations de certains métaux comme le fer, le manganèse et l'aluminium a été mis en évidence. Les teneurs en aluminium ont augmenté au cours de cette saison, la moyenne pour l'ensemble des rivières se situant à 220 ± 130 µg/L. Quelques considérations relatives à l'écotoxicologie apparaissent au chapitre de la discussion.

ABSTRACT

Brouard, D., M. Lachance, G. Shooner and R. Van Coillie. 1982. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1109 F: v + 56 p.

Prior to this research, very little information was available in Quebec on the sensitivity of salmon rivers to acidification. Past studies on the effects of acid precipitation on fish had been limited to the lake ecosystems located on the southern slope of the Canadian shield. This study was realized in 1981 on four rivers located on the St.Lawrence north shore: Petit Saguenay, Ste-Marguerite, des Petits Escoumins and des Escoumins. The study has shown that there are seasonal fluctuations in water quality and a relationship has been established with acid inputs and hydrometeorological conditions that prevailed during the sampling period. Mean seasonal values (weighted by river flow) for conductivity (17 to 32 µS/cm), alkalinity (30 to 168 µeq/L) and calcium (113 to 222 µeq/L) indicate that the rivers under study are highly sensitive to acidification with the exception of the Petit Saguenay river which is moderately sensitive. Current models, including Henriksen's (1979), suggest that these rivers are in the process of acidification due to atmospheric inputs (rain pH ranging from 3,8 to 4,6) containing high concentrations of sulfates (spring averages ranging from 25,2 to 111,3 µeq/L). An increase in the concentration of several metals including iron, manganese and aluminum was also evident during the spring of 1981. For instance, the aluminum concentrations rose during that season to an average content of 220 ± 130 µg/L. The report includes a brief discussion on the eco-toxicological aspects of acid rain.

INTRODUCTION

L'hypothèse, voulant que les précipitations soient à l'origine de l'acidification des rivières situées au sud de la Norvège, a été émise la première fois par Dannevig (1959). Dès lors et surtout depuis une dizaine d'années la disparition des populations de salmonidés, en Norvège (Jensen et Snekvick, 1972) et en Suède (Almer et al., 1974) a été formellement associée à l'acidité des précipitations (Oden, 1976; Likens, 1976).

Des phénomènes analogues furent également observés en Nouvelle-Angleterre, dans la région des Adirondacks (Schofield, 1981), en Ontario (Beamish, 1974) et en Nouvelle-Ecosse. Dans cette dernière province, le saumon a complètement disparu de neuf rivières et serait en danger dans une dizaine d'autres (Watt, 1981). De façon générale, on attribuerait la diminution des stocks aux mortalités massives d'oeufs et d'alevins en période de fonte des neiges ou après des épisodes de pluies torrentielles (Leivestad et al., 1976).

Bien que les effets néfastes des précipitations acides aient été mis en évidence par une pléiade d'autres chercheurs (Wright et al., 1976; Likens et al., 1979; Schofield, 1976), on ne se préoccupe vraisemblablement de ce problème que depuis peu de temps au Québec, les efforts de recherches s'étant limités aux écosystèmes lacustres du bouclier canadien situés au nord du fleuve Saint-Laurent (Bobée et al., 1982; Charette et Lagacé, 1981; Environnement Canada, 1981; Grimard, 1981; Jones et Bisson, 1981). Sous cet aspect, les rivières ont été cependant laissées pour compte, même si les zones reconnues comme sensibles aux précipitations acides sont précisément sillonnées par des cours d'eau où abondent des populations de saumons (Salmo salar) et d'ombles de fontaine (Salvelinus fontinalis) dont l'importance écologique et socio-économique n'est plus à démontrer.

Face à ce constat de grandes lacunes dans nos connaissances sur les répercussions des précipitations acides sur les milieux fluviaux et vu les préoccupations du ministère des Pêches et Océans en regard de la conservation des populations de poissons anadromes dans l'est du Canada, une recherche a été réalisée, en 1981 sur quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent à savoir: les rivières Petit Saguenay, Ste-Marguerite, des Escoumins et des Petits Escoumins.

Cette recherche vise, dans le contexte général du problème des précipitations acides, à préciser la dynamique spatio-temporelle du phénomène, dans ces rivières, pour permettre en dernier lieu d'évaluer plus justement la vulnérabilité des systèmes en cause, tant sur le plan physico-chimique que biologique.

PROCESSUS D'ACIDIFICATION DES EAUX DE SURFACE

La qualité chimique des eaux de drainage d'un bassin est influencée par l'interaction des eaux de précipitation avec les différentes couches du sol, les dépôts de surface et la roche en place. Dans les régions soumises aux retombées acides (dont le pH de la précipitation est inférieur à 5,6) ces échanges comprennent principalement des réactions de dissolution minérale, des processus d'échange cationique et certaines réactions impliquant des métaux tels que le fer, l'aluminium et le manganèse. Les composantes biologiques des bassins peuvent être également impliquées au cours de ces processus. Pour pouvoir évaluer les répercussions éventuelles des précipitations acides sur l'environnement de bassins situés dans les régions sensibles du bouclier pré-cambrien, il est essentiel d'acquérir une meilleure compréhension des interactions mentionnées plus haut. Dans cette optique, nous aborderons d'abord certains aspects géochimiques importants pour la compréhension du phénomène de régulation ionique des eaux; on tentera ensuite de faire ressortir l'influence de certaines conditions hydrologiques, en particulier celles rencontrées au printemps, dans la modification du taux de lessivage et du transport de minéraux à l'intérieur d'un bassin hydrographique.

ASPECTS GEOCHIMIQUES

Dans des conditions naturelles, les minéraux d'un bassin sont soumis à des processus d'altération qui impliquent l'ion hydrogène. Harvey et al. (1981) ont décrit ces processus par l'équation suivante:

$$nH^+ + (\text{cation-minéral}) = (\text{cation}^{+n}) + (\text{H-minéral}) \pm \text{autres éléments}$$

(n exprimant la valence du cation)

Dans un milieu non affecté par les précipitations acides, les ions hydrogène proviennent essentiellement de la dissociation de l'acide carbonique dans l'eau, cet acide étant produit par la dissolution du CO_2 atmosphérique. Cependant, avec l'augmentation de l'acidité des précipitations, il y a mise en circulation de quantités additionnelles d'ions H^+, provenant de la dissociation d'acides forts tels que H_2SO_4, ce qui a pour effet d'accélérer les processus d'altération des minéraux.

Compte tenu des caractéristiques des bassins versants, Harvey et al. (1981) décrivent les trois processus généraux d'échanges qui peuvent se produire dans des conditions naturelles:

- lors des échanges impliquant des minéraux carbonatés (calcite, dolomite), les ions H^+ sont captés alors que les cations comme Ca^{+2} et Mg^{+2} sont libérés. Les bassins contenant de bonnes réserves de ces minéraux ont une très grande capacité de neutraliser les apports en ions hydrogène;

- dans les réactions où interviennent des aluminosilicates, les ions hydrogène réagissent selon des mécanismes de dissolution, d'échange ou d'adsorption. Ainsi, à des valeurs de pH se situant au-dessus de 4,5 , des réactions d'échange en surface se produisent alors que les ions H^+ sont échangés avec les cations suivants: Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+ et K^+. Lorsque le pH devient inférieur à 4,5 , la surface des minéraux est dépourvue de ses cations échangeables et les ions H^+ interagissent alors avec les aluminosilicates en libérant les ions Al^{+3}, Cu^{+2}, Pb^{+2} et Zn^{+2}. En plus des réactions d'adsorption, différentes réactions de dissolution impliquant les aluminosilicates peuvent également se produire, des cations majeurs et des éléments comme la silice et l'aluminium étant libérés;

- les hydroxo-complexes métalliques peuvent également se lier avec des ions H^+, principalement lors d'une diminution de pH du milieu, ce qui causerait un changement dans la forme de la molécule occasionnant ainsi une libération des ions Al^{+3}, Mn^{+2} et Fe^{+3} dans l'eau.

Equilibre sulfates-bicarbonates

Dans un milieu soumis aux précipitations naturelles l'altération chimique des sols et des roches, telle que décrite précédemment, est due à l'action de l'acide carbonique sur les minéraux du bassin. Pour différentes raisons telles l'abondance des minéraux, la vitesse relative d'altération, etc., les concentrations de cations mis en solution suite à l'altération sont généralement dans l'ordre $Ca^{+2} > Mg^{+2} > Na^+ > K^+$. Ainsi l'action de l'acide carbonique sur les roches carbonatées ou sur les aluminosilicates peut s'exprimer selon les formules suivantes:

$$CaCO_3\ (S) + H_2CO_3 = Ca^{+2} + 2HCO_3^-$$

$$CaAl_2Si_2O_8\ (S) + 2H_2CO_3 + H_2O = Ca^{+2} + 2HCO_3^- + Al_2Si_2O_5(OH)_4\ (S)$$

Ces réactions chimiques montrent que pour chaque cation mis en solution, il y a libération d'une quantité équivalente d'ions HCO_3^-. Par conséquent, dans un milieu non soumis à l'effet des précipitations acides, la quantité de cations d'origine édaphique mis en solution par l'attaque des minéraux est équivalente à la concentration des ions bicarbonates présents dans les eaux de surface:

$$\Sigma\ \text{cations} = [HCO_3^-]\ \text{(en méq/L)}.$$

La présence d'acides forts, comme H_2SO_4, dans les précipitations a des conséquences sur l'altération des roches et des sols, de même que sur la composition chimique des eaux de surface. Si l'on considère la modification des minéraux par l'acide sulfurique, on obtient pour les deux types de minéraux considérés précédemment, les réactions suivantes:

$$CaCO_3\ (S) + H_2SO_4 = Ca^{+2} + SO_4^{-2} + CO_2 + H_2O$$

$$CaAl_2Si_2O_8\ (S) + H_2SO_4 + H_2O = Ca^{+2} + SO_4^{-2} + Al_2Si_2O_5(OH)_4\ (S)$$

Dans des régions soumises à des retombées acides importantes, où prédominent des aluminosilicates, l'altération chimique des sols et des roches par des acides forts peut être considérée comme le processus prédominant. Toutefois, dans les régions comme celles que l'on retrouve sur le bouclier précambrien, la présence en proportions variées de bicarbonates et de sulfates dans les eaux de surface indique que les deux types de réactions chimiques se rencontrent simultanément. La quantité de cations mis en solution s'exprime donc de la façon suivante:

$$\Sigma\ \text{cations} = [HCO_3^-] + [SO_4^{-2}]\ \text{(en méq/L)}$$

Si on suppose maintenant, comme l'ont fait Henriksen (1979) ainsi que Thompson et Bennett (1980), que l'augmentation de l'acidité dans les précipitations n'entraîne pas une augmentation marquée du taux de dénudation des cations, on peut alors construire des modèles qui permettent d'estimer, sur une base annuelle, le niveau d'acidification des eaux de surface; de fait la perte d'alcalinité et le niveau d'acification qui en résulte sont alors directement proportionnels à la teneur en sulfates dans les eaux de surface.

ASPECTS HYDROLOGIQUES

Le régime d'écoulement des eaux dépend en grande partie des conditions météorologiques et des caractéristiques physiographiques du bassin. Le temps de séjour des eaux avec les différentes composantes géochimiques du bassin versant a également son importance. En effet, selon Harvey et al. (1981), dans les bassins versants où prédominent des aluminosilicates, seules les réactions d'échange ionique ou d'adsorption à la surface des minéraux ont le temps de se produire avant que le transport fluvial ne se réalise.

D'autres facteurs peuvent influencer le processus d'acidification des eaux de surface. L'interception de la précipitation par le couvert forestier, par exemple, est susceptible de modifier de façon significative la composition de la précipitation (Harvey et al., 1981). Ainsi, la végétation forestière joue un rôle important puisqu'elle est un collecteur beaucoup plus efficace des retombées sèches que les surfaces dénudées ou les plans d'eau.

Par ailleurs, selon des travaux effectués en Norvège (SNSF, 1980), les caractéristiques des sols et les concentrations en ions majeurs dans les précipitations (principalement les sulfates) sont importantes quand on parle d'acidification des eaux

de surface. Ces chercheurs ont découvert en effet que le pH des eaux de ruissellement est plus faible si le sol est acide et si les précipitations ont une concentration ionique élevée, peu importe si l'ion hydrogène y est prédominant ou non. L'échange des cations qui se produit lors du contact de l'eau avec des sols acides est également important en raison du contenu élevé de matière organique de ces sols. De plus, la topographie du bassin hydrographique, les propriétés des sols et les conditions météorologiques sont autant de facteurs qui peuvent avoir une incidence sur le niveau de contribution de la précipitation à l'écoulement superficiel et souterrain. Enfin, des changements dans les propriétés physiques de la précipitation (passage de neige à pluie) et du sol (dégel) peuvent modifier les apports aux eaux de surface de substances comme les métaux et les ions hydrogène. Une attention particulière doit être apportée à ces conditions qui peuvent devenir critiques, principalement au cours du printemps.

Conditions printanières

Des diminutions importantes de pH dans les rivières et les lacs en période de fonte ont été observées en Norvège (Gjessing et al., 1976; Skartvert et Gjessing, 1978; Johannessen et al., 1980), en Suède (Hultberg, 1976) et en Finlande (Haapala et al., 1975). Des observations semblables sont rapportées en Ontario dans la région des monts La Cloche (Beamish, 1974; Yan et Stokes, 1978). Jeffries et al. (1978) ont également remarqué des diminutions importantes de pH de l'ordre de 0,2 à 1,1 unité, au cours de la période printanière pour 14 petits tributaires de la région d'Haliburton-Muskoka, en Ontario. Il est en outre de plus en plus évident que la diminution du pH en période de fonte coïncide avec une augmentation des concentrations de certains métaux toxiques tels que l'aluminium (Driscoll et al., 1980).

Les modifications dans la qualité des eaux de surface en période de fonte sont alors reliées aux propriétés de la couche nivale, à sa composition chimique ainsi qu'au temps de contact entre l'eau de fonte et le sol. A cela s'ajoutent les conditions météorologiques, le régime d'écoulement et les caractéristiques du sol.

Les travaux réalisés par Johannessen et Henriksen (1978) ont montré que, parmi les contaminants accumulés dans la neige, 50 à 80% seraient libérés dans le premier 30% d'eau de fonte. En effet, au tout début de la fonte, les concentrations de nitrates, de sulfates et d'ions H^+ de l'eau de fonte sont environ cinq fois plus élevées que les valeurs observées dans la neige au sol. Ce phénomène de migration pourrait donc expliquer les faibles valeurs de pH observées par Hagen et Langeland (1973) sous la glace de certains lacs lors du dégel. Un phénomène important à considérer est le temps de contact entre l'eau de fonte et le sol. A la limite, lorsque le sol est complètement gelé, on peut considérer que l'eau de fonte atteint directement les lacs et les rivières sans entrer en contact avec le sol. Le degré de gel du sol dépend de plusieurs facteurs tels, la température de l'air, l'épaisseur de la couche nivale, la texture du sol et le type de végétation. En outre, pendant l'hiver, on rencontre souvent une augmentation de température avant que ne débute la fonte, ce qui permet un temps de séjour avec le sol suffisamment long pour occasionner des modifications chimiques. Zemann et Slaymaker (1975), dans un bassin alpin de la Colombie-Britannique, ainsi que Rueslatten et Jorgensen (1978) en Scandinavie ont montré qu'un temps de contact assez court entre l'eau de fonte et le sol était suffisant pour causer un changement important dans la composition ionique de l'eau.

Dans le cadre du projet SNSF en Norvège, des données furent recueillies sur 37 bassins calibrés au cours de la période 1973-1979 (SNSF, 1980). En examinant l'allure générale de la variation des concentrations des ions majeurs en période de fonte, Johannessen et al. (1980) ont classifié les paramètres chimiques en trois catégories:

- ceux qui proviennent de l'altération chimique et dont l'apport atmosphérique est négligeable: Ca^+, Mg^{+2}, HCO_3^-;
- les paramètres qui originent de l'atmosphère et qui sont des éléments conservatifs: SO_4^{-2}, Cl^-, Na^+;
- ceux dont la source principale est l'atmosphère et qui sont des éléments non-conservatifs: H^+, NH_4^+, NO_3^-.

En période de fonte les éléments de chaque catégorie se comportent différemment. Ainsi pour les sulfates, un pic dans les concentrations en rivière est généralement rencontré au début de la période de fonte des neiges. Cette augmentation est ensuite suivie d'une diminution des concentrations par effet de dilution. On rencontre fréquemment un pic de concentrations de calcium au tout début de la fonte. Le calcium diminue ensuite, ses concentrations devenant même inférieures, après la fonte, à celles observées en hiver. Quant à l'ion hydrogène, il varie beaucoup au cours des années et d'un site à l'autre, probablement à cause de l'importance de l'interaction entre l'eau de fonte et le sol. Généralement, on observe, au printemps, une augmentation d'ions H^+ qui accompagne l'accroissement des sulfates, ceci pouvant être relié à une diminution des concentrations de calcium.

DESCRIPTION DU TERRITOIRE

Le territoire à l'étude, délimité par le contour des bassins hydrographiques des rivières Petit-Saguenay (PS-1), Ste-Marguerite (SM-1), des Escoumins (ES-1, ES-2) et des Petits Escoumins (PE-1) (figure 1), se situe aux abords d'un vaste plateau ondulé qui caractérise le versant est du bouclier canadien. Il est recouvert en partie par des sédiments mis en place durant les périodes glaciaires et post-glaciaires (argiles marines, sédiments deltaïques et sédiments fluviaux récents).

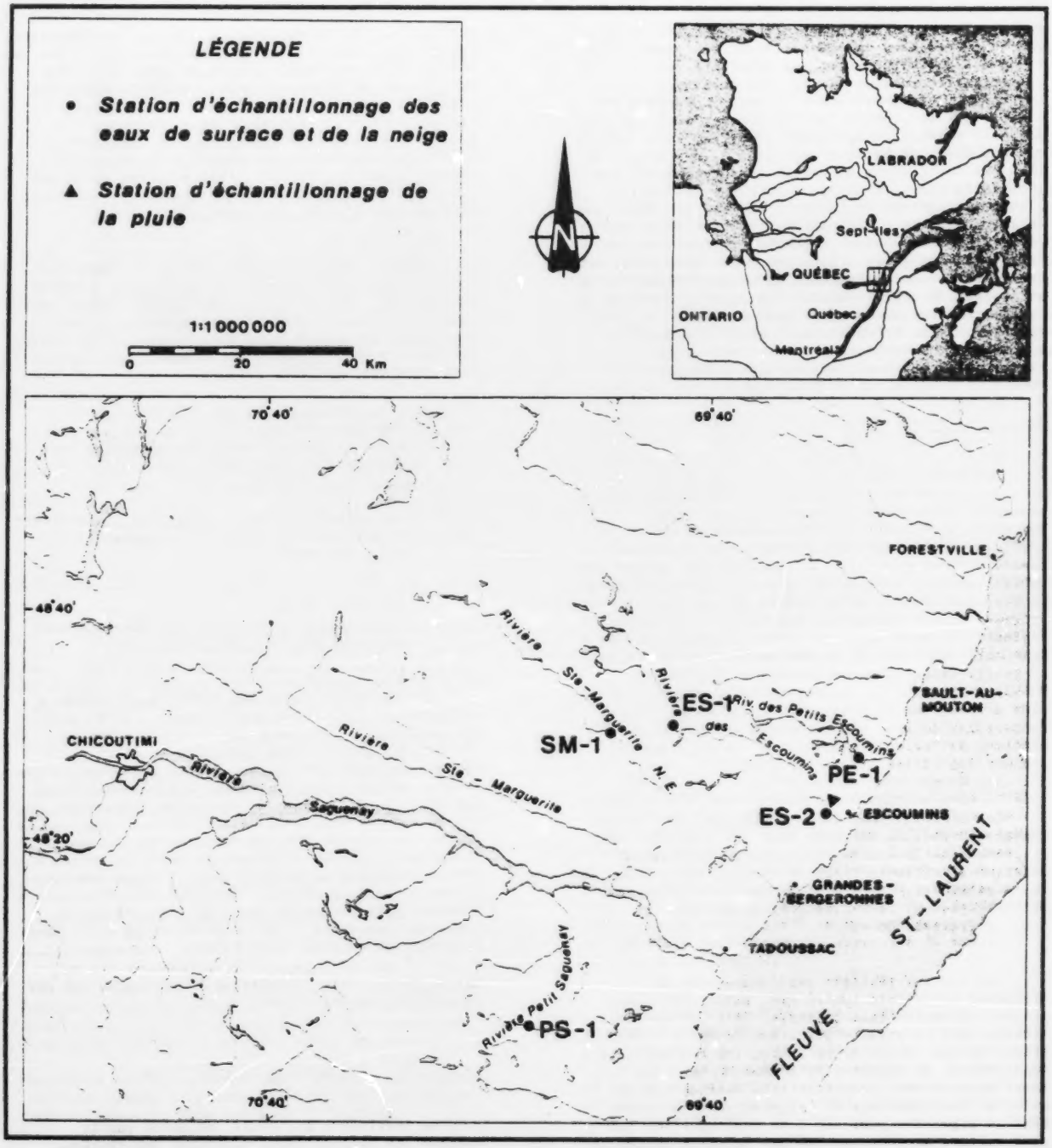


Figure 1. Localisation du territoire à l'étude.

Quant au substrat rocheux, il est surtout constitué de roches cristallines, composées principalement de migmatites, de gneiss granitiques, de gneiss gris et de gneiss charnochitiques. D'après Franconi et al. (1975), ces gneiss ont une composition chimique assez homogène (56 à 72% de SiO_2, 13 à 19% d'Al_2O_3). En proportion moindre, on retrouve également des roches intrusives qui sont surtout représentées par la mangérite.

Shilts (1981) a qualifié cette région comme étant très sensible aux précipitations acides, car sa capacité de neutralisation attribuable aux échanges de cations dans les argiles et les détritus de la dimension des silts (0,004 à 0,06 mm) serait faible, voire même négligeable.

Les précipitations totales annuelles qui se déversent dans la région des bassins en cause dans cette étude sont de l'ordre de 80 à 120 cm, avec une fraction nivale de 30 à 50%. Le déficit annuel d'écoulement équivaut toutefois à 32 cm, ce qui indique que les précipitations qui contribuent à l'écoulement et au ruissellement avoisinent 70% annuellement.

Le tableau 1 présente, sur les plans de l'hydrographie et de l'hydrologie, les principales caractéristiques des rivières à l'étude. Par ailleurs les superficies des bassins délimitées par les stations d'échantillonnage des eaux de surface sont les suivantes:

PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
286 km^2 (35%)	818 km^2 (81%)	106 km^2 (78%)	359 km^2 (45%)	789 km^2 (99%)

METHODOLOGIE

Les rivières retenues dans le cadre de cette étude l'ont été en raison de certaines de leurs caractéristiques communes. Identifiées comme des cours d'eau fréquentés par le saumon, elles sont également situées dans une zone reconnue sensible aux précipitations acides et sont sises dans un même continuum géomorphologique et climatique, sans être affectées par des rejets industriels proximaux. Précisons que la présence d'une station limnimétrique aux rivières Petit Saguenay et Ste-Marguerite fut également un atout important dans le choix de la zone d'étude.

Quant au choix des stations, il fut dicté selon leur potentiel comme site propice à la reproduction du saumon. La méthode d'évaluation de ces sites fut basée principalement sur une caractérisation par photo-interprétation des tronçons de rivières en terme de morphologie du cours, du faciès d'écoulement et de la granulométrie des matériaux constituant le lit. Ceci a conduit à la classification des tronçons et au choix de ceux représentant le meilleur potentiel de frai. Ainsi, pour chacune des rivières, une seule station fut choisie dans ces cours d'eau. La rivière des Escoumins fait cependant exception à cette règle puisqu'une seconde station, située à proximité de son embouchure, fut ajoutée afin d'estimer la variation spatiale de la composition physico-chimique de ses eaux.

Pour renconter les objectifs de l'étude, des échantillons d'eau de surface et de neige furent recueillis mensuellement, selon les possibilités, à chacune des cinq stations. En période de fonte cependant, l'échantillonnage devint généralement hebdomadaire, sauf pour la station ES-2 (rivière des Escoumins) où il fut bi-hebdomadaire. A cette station, un échantillonneur de pluie fut également utilisé au cours du printemps.

De façon générale, les analyses physico-chimiques ont été exécutées selon les délais et les méthodes recommandées par EPA (1974) et APHA-WPCF (1975); les détails des procédures adoptées à cette fin sont décrits dans un ouvrage antérieur (Brouard et al., 1981). Pour le cas de la détermination de l'alcalinité totale, une méthode plus particulière de titration potentiométrique a été adoptée et a permis de calculer la fonction de Gran à partir de mesures de pH déterminées selon l'apport d'un certain volume d'acide chlorhydrique utilisé comme titrant (Stumm et Morgan, 1970). Précisons finalement que toutes les analyses ont été effectuées en laboratoire (sur des échantillons non filtrés) par la firme Eco-Recherches (Pointe-Claire, Québec), à l'exception des mesures de pH et de conductivité qui furent déterminées à proximité des sites d'échantillonnage.

RESULTATS

Dans le présent chapitre, après avoir décrit les conditions météorologiques qui ont prévalu pendant la période d'échantillonnage et comparé les divers paramètres physico-chimiques qui caractérisent de façon générale les bassins des rivières concernées, nous examinerons l'évolution temporelle de ces paramètres, en insistant sur ceux qui paraissent être plus directement reliés aux processus d'acidification des eaux.

CONDITIONS METEOROLOGIQUES

Les mesures journalières de débit des rivières Ste-Marguerite et Petit Saguenay ainsi que les données relatives à la température de l'air, aux précipitations et à la neige au sol, représentées à la figure 2, permettent de décrire les conditions météorologiques qui prédominaient au cours de la période d'échantillonnage.

Tableau 1. Hydrographie et hydrologie sommaires des quatre rivières à l'étude.

Caractéristique	Rivière*			
	Petit Saguenay	Ste-Marguerite N-E	Petits Escoumins	Escoumins
Longueur (km)	75	90	26	84
Superficie du bassin (km^2)	817	1 010	139	797
Altitude maximale (m)	625	710	225	580
Pente moyenne (%)	0,74	0,90	0,59	0,66
Débit moyen annuel (m^3/s)	23,0	31,0	2,7	15,40
Débit moyen en étiage estival (m^3/s)	8,68	11,70	26,70	---
Débit moyen en étiage hivernal (m^3/s)	2,40	3,23	0,45	2,58

* Pour les rivières Ste-Marguerite N-E et des Escoumins, il y eut respectivement 6 et 15 années d'observation. Pour les autres rivières, une extrapolation a été faite des débits par transposition de bassins hydrographiques (Source: Ministère de l'Environnement du Québec).

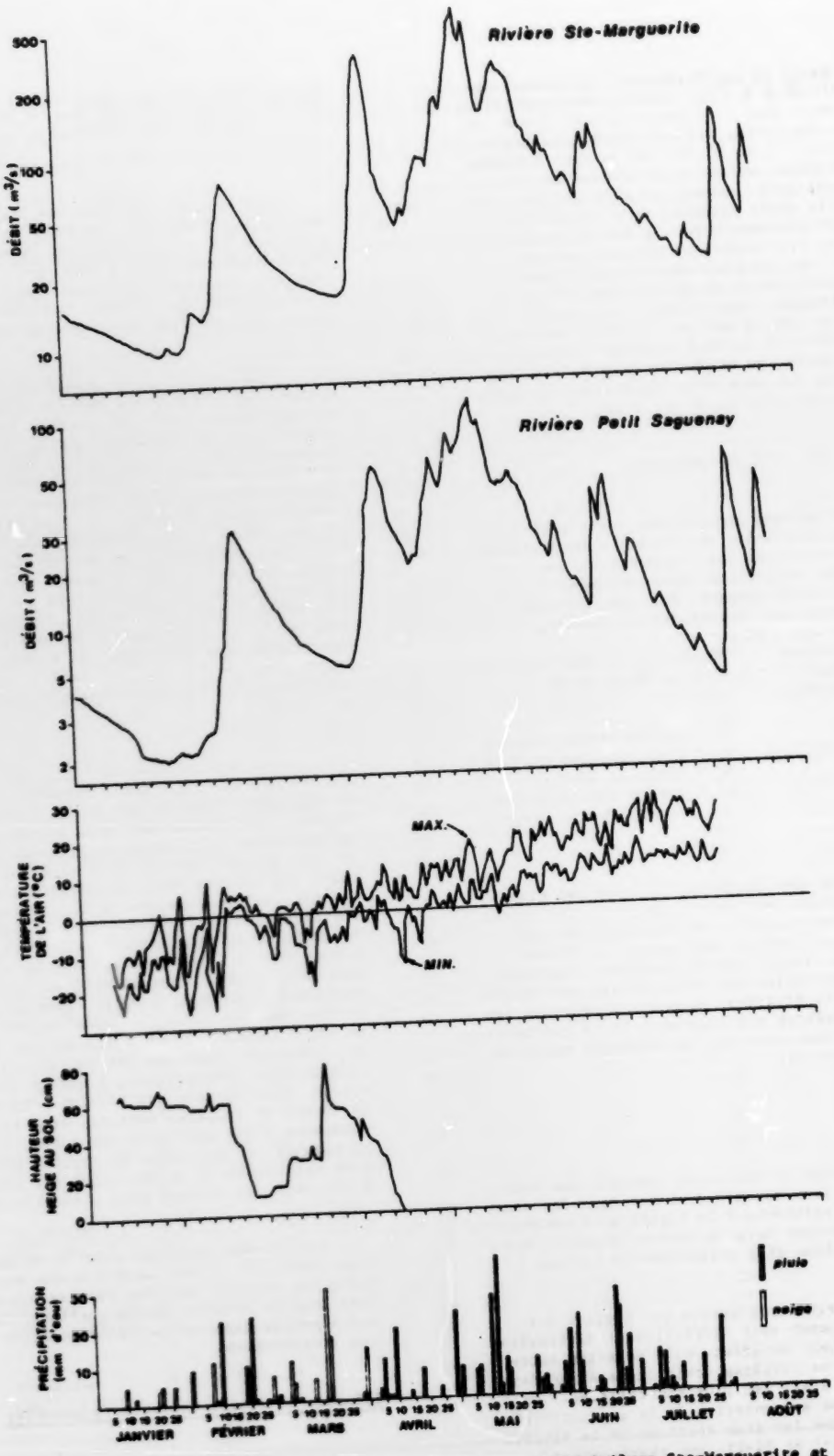


Figure 2. Mesures journalières de débits pour les rivières Ste-Marguerite et Petit Saguenay ainsi que diverses données météorologiques provenant de la station de Grandes Bergeronnes.

Entre le 16 et le 27 février, la température de l'air a varié de 2 à 5°C, causant une fonte prématurée de la neige dont l'accumulation est passée de 60 à 10 cm. En outre, des précipitations importantes de pluie du 18 au 20 février se sont ajoutées aux eaux de fonte, ce qui a occasionné une crue importante des eaux. Ainsi, pour la rivière Ste-Marguerite, le débit passa de 17 m^3/s (19 février) à 77 m^3/s (24 février). Par la suite, au cours du mois de mars, les conditions météorologiques se sont stabilisées, les températures moyennes étant devenues voisines du point de congélation. Dans la période ultérieure, une seconde fonte printanière a eu lieu; les débits maxima ont alors été enregistrés du 10 au 12 avril à la suite d'une pluie abondante. Enfin, au milieu du mois de mai, une troisième crue des eaux s'est produite à la suite de pluies diluviennes du 10 au 12 mai.

CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

Pour les saisons considérées, soit l'hiver (échantillons antérieurs au 25 mars), le printemps et l'été (échantillons postérieurs au 10 mai) et pour chacun des paramètres chimiques mesurés, la moyenne des valeurs obtenues aux cinq stations d'échantillonnage est représentée au tableau 2; les données brutes qui ont servi aux calculs apparaissent à l'annexe 1. Toutes ces valeurs moyennes furent pondérées en fonction du débit selon l'équation suivante:

$$\bar{C} = \frac{\sum_{i=1}^{I} C_i Q_i}{\sum_{i=1}^{I} Q_i}$$

où $\bar{C}$ = concentration moyenne
C_i = concentration au jour i
Q_i = débit au jour i
I = nombre d'échantillons recueillis par station

Etant donné que les débits ne sont pas disponibles pour chacune des quatre rivières, ils furent calculés pour les rivières des Escoumins et des Petits Escoumins à partir des données de débits provenant de la rivière Ste-Marguerite. Pour simplifier la présentation des caractéristiques chimiques des rivières étudiées, nous avons regroupé les différents paramètres analysés sous trois rubriques, à savoir: les ions majeurs, les éléments nutritifs et les métaux traces.

Ions majeurs

Pour illustrer la variation spatiale des concentrations des ions majeurs contenus dans les eaux de surface, on représente à la figure 3 la composition physico-chimique moyenne obtenue à partir des valeurs saisonnières déjà présentées au tableau 2.

La conductivité très faible est typique des régions où les roches sont difficilement altérables (gneiss granitique); en effet, elle se situe entre 20 et 30 µS/cm, les rivières Petit Saguenay et des Petits Escoumins étant les plus minéralisées. On note également une augmentation de la conductivité d'environ 10% entre les deux stations de la rivière des Escoumins (ES-1 et ES-2), qui représentent respectivement 45 et 99% de la superficie du bassin versant. Cette augmentation de la minéralisation peut s'expliquer par une plus grande contribution des eaux souterraines et par un contact plus long entre l'eau de précipitation et les composantes géochimiques du bassin.

Pour chacune des stations, un écart est observé dans le bilan ionique, la somme des cations étant d'environ 25% plus élevée que la somme des anions. Cette différence peut s'expliquer d'une part par la présence d'anions organiques dans l'eau, lesquels n'ont pas été considérés. Quelques erreurs d'ordre analytique auraient également pu survenir.

L'évaluation de la contribution des aérosols marins à la composition physico-chimique de ces eaux est également à préciser puisque les chlorures sont essentiellement d'origine marine (Sasseville et Lachance, 1981). En effet, on constate que cette contribution augmente graduellement à mesure que l'on se déplace vers le nord-est. A partir des concentrations de chlorures dans les eaux de surface et des rapports qui existent, dans l'eau de mer, entre les concentrations en ions majeurs et en chlorures, on peut estimer l'apport des sels marins aux concentrations des ions majeurs (Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+}, K^{+}, SO_4^{-2}). Cette évaluation présentée au tableau 3 montre que la contribution des aérosols marins est importante pour le sodium (22 à 29%) et plus ou moins négligeable pour les autres cations que l'on retrouve dans l'ordre décroissant suivant: $Mg^{+2} > K^{+} > Ca^{+2}$.

Le calcium représente à lui seul environ 50% des cations pour les trois rivières situées au nord du Saguenay. Pour le cas de la rivière Petit Saguenay, le calcium est plus abondant (60% des cations), ce qui traduit la présence sur ce bassin de plus grandes quantités de minéraux calciques. Quant aux anions, ils sont principalement représentés par les bicarbonates et les sulfates. Aux rivières plus minéralisées (des Petits Escoumins et Petit Saguenay), le rapport HCO_3^{-} / SO_4^{-2} se situe autour de 1,6. Par contre, pour la rivière Ste-Marguerite, où la conductivité est plus faible, ce rapport devient égal à 0,78. Dans le cas de la rivière des Escoumins, ce même rapport passe de 1,0 en amont (Station ES-1) à 1,3 en aval (Station ES-2), indiquant ainsi que les sulfates deviennent de plus en plus prépondérants à mesure que l'on se dirige vers la tête des bassins. En effet, vu que la teneur en sulfates dans les eaux est relativement constante d'une station à une autre, 71 à 98 µéq/L en moyenne, la variation du rapport HCO_3^{-} / SO_4^{-2} peut être attribuable à la variation des bicarbonates (61 à 147 µéq/L en moyenne pour l'alcalinité).

Les données obtenues pour le pH sont relativement constantes d'une station à une autre (6,4 à 6,9), les valeurs les plus faibles ayant été obtenues pour la rivière Ste-Marguerite. Ces valeurs reflètent la capacité de neutralisation des eaux par les bicarbonates.

Eléments nutritifs et facteurs associés

Les concentrations de nitrates et d'ammonium mesurées dans les eaux de surface sont caractéristiques d'un milieu oligotrophe. Les nitrates

Tableau 2. Valeurs moyennes, pondérées par le débit, de paramètres physico-chimiques des eaux provenant de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent (1981).

Paramètre	Saison	Rivière				
		Petit Saguenay (PS-1)	Ste-Marguerite (SM-1)	Petite Escoumins (PE-1)	Escoumins (ES-1)	Escoumins (ES-2)
Hydrogène (H^+, µéq/L)	H*	0,132 (6,9)**	0,188 (6,7)	0,214 (6,7)	0,370 (6,4)	0,177 (6,8)
	P	0,121 (6,9)	0,405 (6,4)	0,236 (6,6)	0,223 (6,7)	0,249 (6,6)
	E	0,075 (7,1)	0,277 (6,6)	0,143 (6,8)	0,215 (6,7)	0,156 (6,8)
Conductivité (µS/cm, 25°C)	H	32	27	32	22	26
	P	27	20	25	20	21
	E	28	17	22	24	24
C. Organique (C, mg/L)	H	7,2	5,4	8,5	6,4	5,5
	P	6,0	6,4	8,2	7,4	7,6
	E	5,0	3,8	3,5	5,8	5,6
C. Inorganique (C, mg/L)	H	2,8	1,6	2,6	2,1	2,2
	P	1,2	0,4	0,9	0,6	0,9
	E	1,5	1,3	3,3	0,4	1,1
Alcalinité ($CaCO_3$, µéq/L)	H	156	102	168	89	142
	P	136	52	117	82	96
	E	149	30	107	45	114
Turbidité (SiO_2, mg/L)	H	1,46	1,43	2,29	1,57	1,59
	P	0,44	0,61	0,83	0,59	0,99
	E	0,56	1,10	0,88	0,98	0,63
Couleur vraie (Hazen)	H	25	21	46	38	31
	P	26	31	42	39	35
	E	22	20	30	30	28
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$, µéq/L)	H	44	46	24	49	35
	P	29	53	18	37	40
	E	20	22	11	24	18
Ammonium ($N\text{-}NH_4^+$, µéq/L)	H	2	2	1	2	1
	P	1	1	<1	2	3
	E	3	4	8	4	3
Chlorures (Cl^-, µéq/L)	H	18	23	26	25	29
	P	13	14	34	13	20
	E	12	12	28	17	15
Sulfates (SO_4^{-2}, µéq/L)	H	132	114	123	109	129
	P	85	80	74	63	65
	E	78	38	34	42	66
Sodium (Na^+, µéq/L)	H	63	62	100	67	83
	P	39	44	56	40	59
	E	57	44	104	56	60
Potassium (K^+, µéq/L)	H	15	15	22	19	18
	P	6	10	14	10	12
	E	22	18	25	22	22
Calcium (Ca^{+2}, µéq/L)	H	217	125	181	124	161
	P	180	145	164	114	148
	E	222	114	130	113	147
Magnésium (Mg^{+2}, µéq/L)	H	59	56	62	61	70
	P	47	56	51	51	62
	E	106	66	127	83	86

Tableau 2. (suite)

Paramètre	Saison	Rivière				
		Petit Saguenay (PS-1)	Ste-Marguerite (SM-1)	Petits Escoumins (PE-1)	Escoumins (ES-1)	Escoumins (ES-2)
Fer	H	82	66	118	113	175
(Fe, µg/L)	P	130	140	208	231	297
	E	72	99	167	89	194
Manganèse	H	2,2	3,5	7,9	5,6	4,3
(Mn, µg/L)	P	4,5	10,2	9,0	11,8	16,5
	E	7,0	7,8	7,9	13,6	10,5
Aluminium	H	49	56	92	41	68
(Al, µg/L)	P	90	138	161	124	355
	E	117	165	162	176	168
Cadmium	H	0,1	0,2	0,2	< 0,1	< 0,1
(Cd, µg/L)	P	< 0,1	0,2	0,3	0,3	0,1
	E	0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cuivre	H	< 1	< 1	1,1	< 1	1,1
(Cu, µg/L)	P	7,0	3,4	10,2	2,7	10,6
	E	1,8	9,3	8,4	6,1	3,2
Zinc	H	13,6	15,0	16,6	30,8	14,6
(Zn, µg/L)	P	7,1	6,7	7,5	6,5	6,3
	E	1,8	4,7	27,9	3,0	3,1
Nickel	H	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
(Ni, µg/L)	P	< 1	< 1	3	< 1	3,3
	E	3	4	3	3,3	3,7
Plomb	H	6	13	8	6	9
(Pb, µg/L)	P	5	4	5	3	4
	E	3	1	3	2	6
Mercure	H	0,7	1,3	1,5	1,2	1,3
(Hg, µg/L)	P	< 0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	E	< 0,1	< 0,1	0,2	0,2	0,4

* Nombre d'échantillons: Hiver (H): 3
Printemps (P): 7 (13 pour ES-2)
Eté (E): 3

** Valeurs de pH

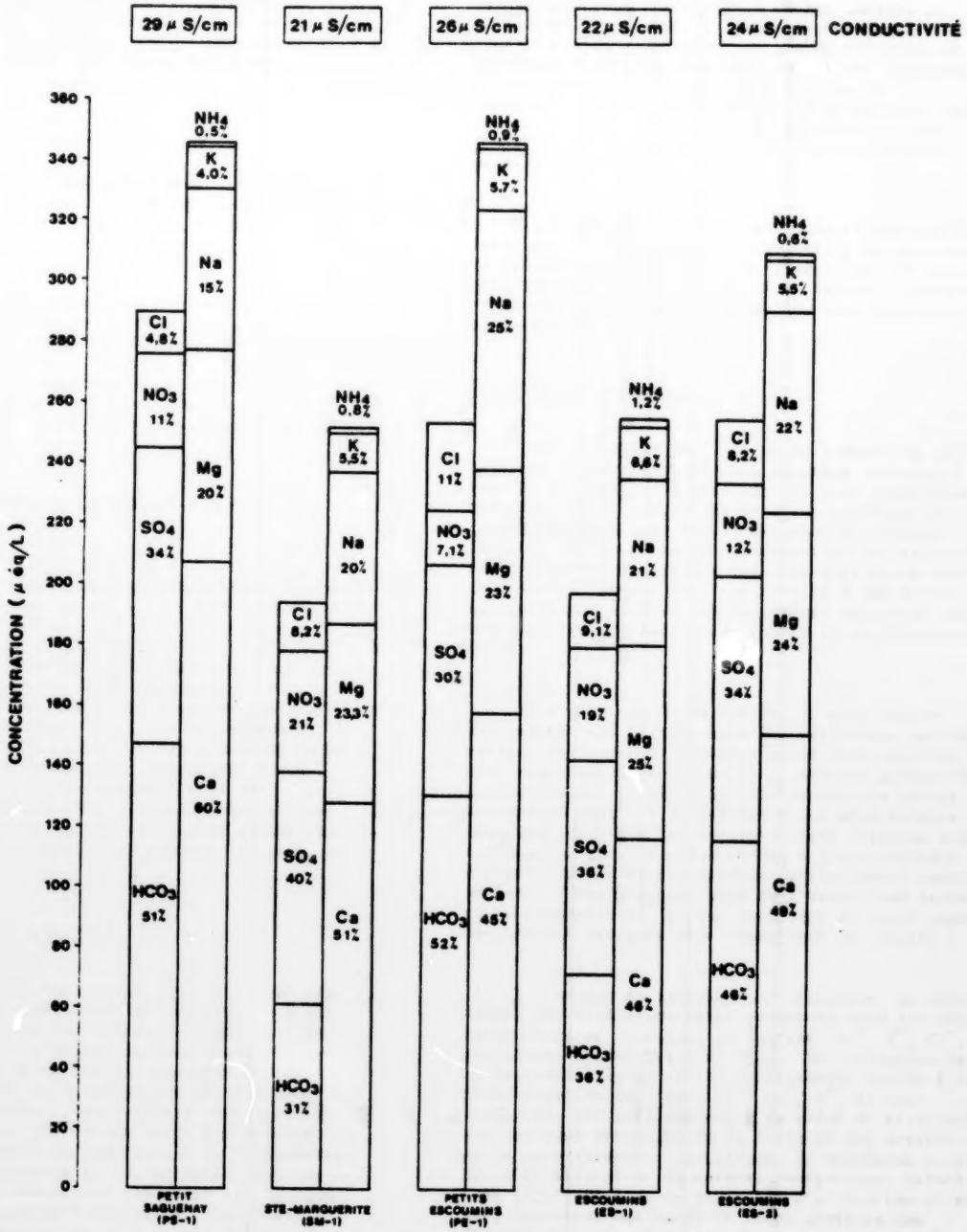


Figure 3. Variations dans la composition physico-chimique moyenne des eaux de surface des rivières à l'étude.

Tableau 3. Contribution relative (en %) des aérosols marins aux concentrations de quelques ions majeurs contenus dans les eaux de surface.

Paramètre	Rivière				
	Petit Saguenay (PS-1)	Ste-Marguerite (SM-1)	Petite Escoumins (PE-1)	Escoumins (ES-1)	Escoumins (ES-2)
Na	22	27	28	29	27
K	1,9	2,1	2,7	2,0	2,4
Ca	0,3	0,5	0,7	0,6	0,5
Mg	3,7	5,1	6,9	5,4	5,5
SO_4	1,5	2,1	3,9	2,7	2,5

constituent ainsi une partie importante de la composition des anions (10 à 20%), les valeurs les plus élevées ont été observées aux stations où les eaux sont peu minéralisées. Quant à la couleur (20 à 46 unités Hazen) et au carbone organique total (3,8 à 8,5 mg/L), les concentrations apparaissent relativement élevées pour ces milieux oligotrophes. Les valeurs moyennes observées pour la turbidité sont normales (0,44 à 2,29 mg/L de SiO_2); les valeurs de turbidité et de couleur les plus élevées ont été obtenues de la rivière des Petits Escoumins.

Métaux traces

Parmi les métaux analysés, ceux qui présentent les teneurs les plus hautes sont le fer (72 à 297 µg/L), l'aluminium (49 à 355 µg/L) et le manganèse (2,2 à 16,5 µg/L).

Pour ces trois paramètres, les valeurs les plus élevées proviennent de la station située en aval de la rivière des Escoumins (ES-2). En ce qui concerne les autres métaux traces (Cd, Cu, Zn, Hg, Ni et Pb), les faibles valeurs obtenues apparaissent relativement constantes d'une station à l'autre si l'on tient compte des risques d'erreurs analytiques au niveau du µg/L.

VARIATION TEMPORELLE DE LA QUALITE DES EAUX DE SURFACE

Un examen des corrélations entre les stations justifiera d'abord de ne retenir, à des fins d'analyses plus particulières, qu'un ou deux sites de prélèvements. Nous ferons ensuite état des fluctuations saisonnières des paramètres provenant des rivières Ste-Marguerite et des Escoumins. Finalement, pour la rivière Ste-Marguerite, on donnera une interprétation plus détaillée des paramètres les plus significatifs en regard de l'acidification des eaux. Pour un examen plus approfondi de la variation temporelle, de chacune des rivières, on retrouvera aux annexes 2 et 3, une représentation graphique de l'évolution des principaux paramètres chimiques (Al, H^+, Alcalinité, Carbone inorganique, Ca^{+2}, Mg^{+2}, SO_4^{-2}).

Corrélations entre stations

Pour chacun des paramètres, à l'exception des métaux lourds, le coefficient de corrélation a été calculé entre chacune des paires de stations. Le tableau 4 présente la valeur moyenne ainsi que les valeurs minimales et maximales calculées à partir des 10 coefficients de corrélations obtenus pour chacun des paramètres. Ces derniers sont ainsi classifiés en trois catégories selon les valeurs plus ou moins élevées du coefficient de corrélation. Le calcium, le magnésium et les sulfates sont les paramètres dont l'évolution temporelle est la plus similaire d'une station à une autre. En effet, l'indice de corrélation se situe entre 0,68 et 0,96 , ce qui soutient que le même phénomène temporel a été observé à chacune des stations. On retrouve ensuite un ensemble de paramètres (NO_3^-, K^+, turbidité, carbone organique, conductivité, Na^+ et couleur) dont la variation d'une station à une autre peut encore être considérée similaire malgré quelques différences mineures. Dans une troisième série, on a regroupé les paramètres reliés à la minéralisation (carbone inorganique, alcalinité, chlorures), les métaux traces (Al, Mn, Fe) et l'ion hydrogène. Pour quelques-uns de ces paramètres, la faible valeur moyenne du coefficient de corrélation peut être expliquée en partie par un comportement différent à une des stations, ce qui est notamment le cas pour les chlorures à la station PE-1. Cependant, pour la majorité de ces paramètres, les faibles valeurs de l'indice de corrélation sont probablement attribuables à des caractéristiques propres au milieu.

Après examen des interrelations et des similitudes des divers paramètres caractérisant les eaux de surface analysées dans ce travail, on n'a retenu, pour les fins d'une analyse de la variation temporelle des paramètres en cause, que deux stations d'échantillonnage.

Fluctuations saisonnières

Pour l'analyse de l'évolution temporelle de certains paramètres chimiques reconnus importants dans le processus d'acidification, nous considérons uniquement l'évolution des moyennes saisonnières des paramètres chimiques déjà présentées au tableau 2. De plus, puisque l'analyse comparative des relations entre stations montre une certaine similitude dans l'évolution temporelle d'une station à une autre, on se limitera à décrire les phénomènes rapportés pour les rivières Ste-Marguerite (SM-1) et des Escoumins (ES-1).

Afin de mieux faire ressortir, pour chacun des paramètres, l'importance des variations saisonnières, les moyennes obtenues à ces deux stations sont exprimées en fonction de la moyenne globale à chaque station (tableau 5). Cette méthode permet de ramener tous les paramètres à une même échelle. Cependant, lorsque les concentrations obtenues sont faibles, ce mode de présentation a l'inconvénient d'amplifier des écarts parfois difficilement explicables. C'est pourquoi lors de l'examen des variations saisonnières, il est important de tenir compte des valeurs absolues déjà rapportées au tableau 2.

A l'examen du tableau 5, on remarque, au printemps, une diminution assez prononcée dans les concentrations de plusieurs paramètres (Na^+, K^+, Cl^-, turbidité, conductivité et NH_4^+). La diminution de la concentration de certains paramètres reliés à la minéralisation de l'eau (Na^+, Cl^-, K^+, et conductivité) est explicable par un effet de dilution par les eaux provenant de la fonte et des averses de pluie au printemps. Le calcium, le magnésium ainsi que l'alcalinité et le carbone inorganique, paramètres impliqués dans le processus d'altération chimique, subissent également de façon générale une diminution au cours du printemps. La baisse dans les valeurs de calcium est cependant moins apparente que pour les trois autres paramètres. Pour le fer, le manganèse, l'aluminium, la couleur et le carbone

Tableau 4. Coefficients de corrélation entre stations pour différents paramètres mesurés au cours de l'année 1981.

Paramètre	Coefficient de corrélation		
	Moyen	Minimum	Maximum
Ca	0,84	0,69	0,96
Mg	0,48	0,68	0,96
SO_4	0,82	0,70	0,94
NO_3	0,77	0,63	0,86
K	0,75	0,62	0,88
Turbidité	0,74	0,58	0,97
C. organique	0,74	0,55	0,96
Conductivité	0,73	0,52	0,92
Na	0,71	0,51	0,92
couleur	0,70	0,61	0,86
C. inorganique	0,53	0,04	0,93
Al total	0,52	0,06 (1)	0,80
Alcalinité	0,42	0,01 (1)	0,78
Cl	0,39	0,56 (2)	0,89
Mn total	0,39	0,10 (2)	0,79
H	0,13	-0,31 (3)	0,55
Fe total	0,12	-0,41 (4)	0,70

(1) attribuable à PS-1

(2) attribuable à PE-1

(3) attribuable à SM-1 et ES-1

(4) attribuable à SM-1

Tableau 5. Concentrations moyennes saisonnières exprimées par rapport à la concentration moyenne globale par station pour les eaux de surface provenant des rivières Ste-Marguerite et des Escoumins.

Paramètre	Rivière Ste-Marguerite (SM-1)			Rivière des Escoumins (ES-1)		
	Hiver (N=3)	Printemps (N=7)	Eté (N=3)	Hiver (N=3)	Printemps (N=7)	Eté (N=3)
H	0,65	1,4	0,96	1,4	0,83	0,80
Conductivité	1,3	0,94	0,80	1,0	0,91	1,1
C. organique	1,0	1,2	0,73	1,0	1,1	0,89
C. inorganique	1,5	0,36	1,2	2,1	0,60	0,40
Alcalinité	1,6	0,82	0,47	1,2	1,1	0,63
Turbidité	1,4	0,61	1,1	1,6	0,59	0,98
Couleur	0,88	1,3	0,8	1,1	1,1	0,84
NO_3	1,1	1,3	0,6	1,3	1,0	0,65
NH_4	0,87	0,43	1,7	0,74	0,74	1,48
Cl	1,4	0,86	0,74	1,4	0,71	0,93
SO_4	1,5	1,0	0,49	1,5	0,88	0,59
Na	1,2	0,88	0,88	1,2	0,74	1,0
K	1,1	0,70	1,3	1,1	0,59	1,3
Ca	0,98	1,1	0,89	1,1	0,97	0,97
Mg	0,94	0,94	1,1	0,94	0,78	1,3
Fe total	0,65	1,4	0,97	0,78	1,6	0,62
Mn total	0,49	1,4	1,1	0,54	1,2	1,3
Al total	0,47	1,2	1,4	0,36	1,1	1,6

organique, on observe un accroissement dans les concentrations au cours de la même période. Par exemple, en ce qui concerne le fer, les valeurs moyennes d'hiver augmentent de 66 et 113 µg/L à 140 et 231 µg/L, au cours du printemps, respectivement pour les rivières Ste-Marguerite et des Escoumins.

Un paramètre principalement d'origine atmosphérique, soit les sulfates, subit une diminution importante au printemps. Aux rivières Ste-Marguerite et des Escoumins, les valeurs moyennes en sulfates passent de 114 et 109 µéq/L pour l'hiver à 80 et 63 µéq/L pour la saison printanière. Cette baisse amorcée au printemps persiste durant l'été, les valeurs moyennes devenant alors très faibles (38 et 42 µéq/L). Cette diminution des concentrations de sulfates sera discutée plus loin. Les nitrates, également de source atmosphérique, ne subissent pas une diminution aussi importante au printemps qu'en été. Quant au pH, la plus forte diminution est rapportée pour la rivière Ste-Marguerite, alors qu'au printemps le pH est passé en moyenne de 6,7 à 6,4 (valeur minimale observée de 5,9). Cette faible diminution du pH en période de fonte s'explique par la capacité de neutralisation des ions H^+ par le système des bicarbonates.

Paramètres reliés à l'acidification

Dans cette section, on interprètera de façon plus détaillée l'évolution temporelle de quatre paramètres chimiques qui jouent un rôle important dans le phénomène d'acidification des eaux de surface, c'est-à-dire le calcium, les sulfates, les nitrates et les ions hydrogène. Pour cette analyse, la rivière Ste-Marguerite a été choisie en raison de sa plus grande sensibilité à l'acidification et de la disponibilité de données concernant le débit. Enfin, l'interprétation des variations est réalisée en insistant sur l'importance des apports atmosphériques et des conditions hydrologiques.

La comparaison des valeurs mesurées dans la neige en hiver par rapport à celles observées au printemps, indique quelques différences dans la composition physico-chimique (tableau 6). En effet, on note une augmentation du pH (4,6 à 5,0) et une diminution des nitrates (8,5 à 2,1 µéq/L) et de l'ammonium (1,4 à environ 0,5 µéq/L). Cette diminution dans les concentrations des ions H^+ et des nitrates indique qu'une certaine migration des ions s'est produite de la neige vers le sol au cours de l'hiver.

Si on examine les valeurs obtenues dans la neige (hiver et printemps) avec celles provenant de la pluie (printemps), on remarque de grandes différences dans les concentrations de sulfates, nitrates, ammonium et d'ions hydrogène, lesquelles sont plus élevées d'un facteur 5 à 10. En ce qui concerne le calcium et le magnésium, la seule mesure disponible fournit une indication de concentrations plus élevées dans la pluie.

Les valeurs déterminées pour la pluie au printemps sont comparables à celles rapportées par Likens et al. (1979) en Nouvelle-Angleterre et à celles mesurées par le réseau CANSAP (Harvey et al., 1981), du moins en ce qui concerne le pH, les sulfates et les nitrates. Les différences entre les concentrations observées dans la neige au sol au printemps et dans la pluie seraient donc attribuables à la migration des ions qui s'effectue lentement au cours de l'hiver et qui s'accentue au tout début de la fonte des neiges. Les travaux de Johannessen et Henriksen (1978) semblent confirmer cette hypothèse, puisqu'ils démontrent que près de 50 à 80% des ions sont entraînés avec le premier 30% d'eau provenant de la fonte.

Connaissant l'importance des apports atmosphériques (pluie, neige), on peut maintenant procéder à l'interprétation des fluctuations observées pour les sulfates, le calcium, les ions H^+ et les nitrates sur la rivière Ste-Marguerite (figure 4). Afin de faciliter l'interprétation des variations dans les concentrations en fonction des conditions hydrologiques, nous avons reporté sur ce graphique, les débits correspondant aux différents jours d'échantillonnage, permettant ainsi de mieux évaluer la représentativité des trois saisons considérées dans cette étude.

Pour l'hiver, les trois échantillonnages correspondent à de faibles débits résultant du tarissement de la nappe d'eau du bassin. Dans le cas du printemps, les sept relevés correspondent à des conditions rencontrées immédiatement avant et après la première crue printanière. Enfin pour l'été les trois prélèvements mensuels concordent avec les conditions rencontrées au cours des mois qui ont suivi la débâcle.

Une interprétation détaillée de chacune des fluctuations est impossible en raison de la difficulté de distinguer l'effet individuel de chacun des facteurs pouvant avoir une influence sur les résultats (temps de contact, propriétés chimiques des sols, conditions météorologiques, régime d'écoulement, etc.). De plus, la fréquence d'échantillonnage (hebdomadaire au printemps), ne permet pas de suivre les fluctuations dans les conditions hydrométéorologiques journalières. Enfin, lorsque les concentrations deviennent faibles, la précision analytique peut même occasionner des variations aléatoires qui sont difficilement interprétables.

Sulfates

Si on examine l'évolution des sulfates dans les eaux de surface, on observe:

- des valeurs relativement élevées au cours de l'hiver (165 µéq/L) en comparaison de celles rapportées par Bobée et al. (1982), pour les régions avoisinantes. Ces valeurs de sulfates pourraient s'expliquer par les faibles débits enregistrés ou par une contribution importante d'origine atmosphérique, ou encore par leur migration dans la neige au sol;

- une diminution importante au début de la période de fonte, ce qui correspondrait à

Tableau 6. Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques mesurés dans la neige au sol et dans l'eau de pluie.

Paramètre	Neige		Pluie
	Hiver (N=15)	Printemps (N=15)	Printemps (N=15)
pH (25°C)	4,6 (4,4-5,8)	5,0 (4,7-5,2)	4,1 (3,8-4,6)
Hydrogrène (H^+, µéq/L)	23,8 (1,6-39,8)	11,2 (6,3-20,0)	76,2 (25,1-158)
Conductivité (µS/cm, 25°C)	11 (6-18)	5 (2-9)	28 (8-60)
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$, µéq/L)	8,5 (<0,7-25,6)	2,1 (<0,7-5,7)	34,8 (5,7-64,3)
Ammonium ($N\text{-}NH_4^+$, µéq/L)	1,4 (<0,7-3,6)	<0,7 (<0,7-2,8)	32,7 (4,3-78,8)
Chlorures (Cl^-, µéq/L)	10,9 (4,5-24,9)	11,8 (7,0-28,8)	17,6 (13,7-36,4)
Sulfates (SO_4^{-2}, µéq/L)	21,0 (<10,0-35,7)	21,0 (8,4-33,6)	73,5 (25,2-111,3)
Sodium (Na^+, µéq/L)	21,5 (8,6-51,6)	28,4 (6,5-55,9)	27,1*
Potassium (K^+, µéq/L)	5,7 (<0,3-17,2)	5,5 (1,5-14,0)	9,4*
Calcium (Ca^{+2}, µéq/L)	8,0 (2,0-3,0)	7,5 (5,0-14,5)	27,5*
Magnésium (Mg^{+2}, µéq/L)	5,7 (0,8-18,0)	5,7 (0,8-11,5)	32,0*

* Nombre d'échantillons égal à 1.

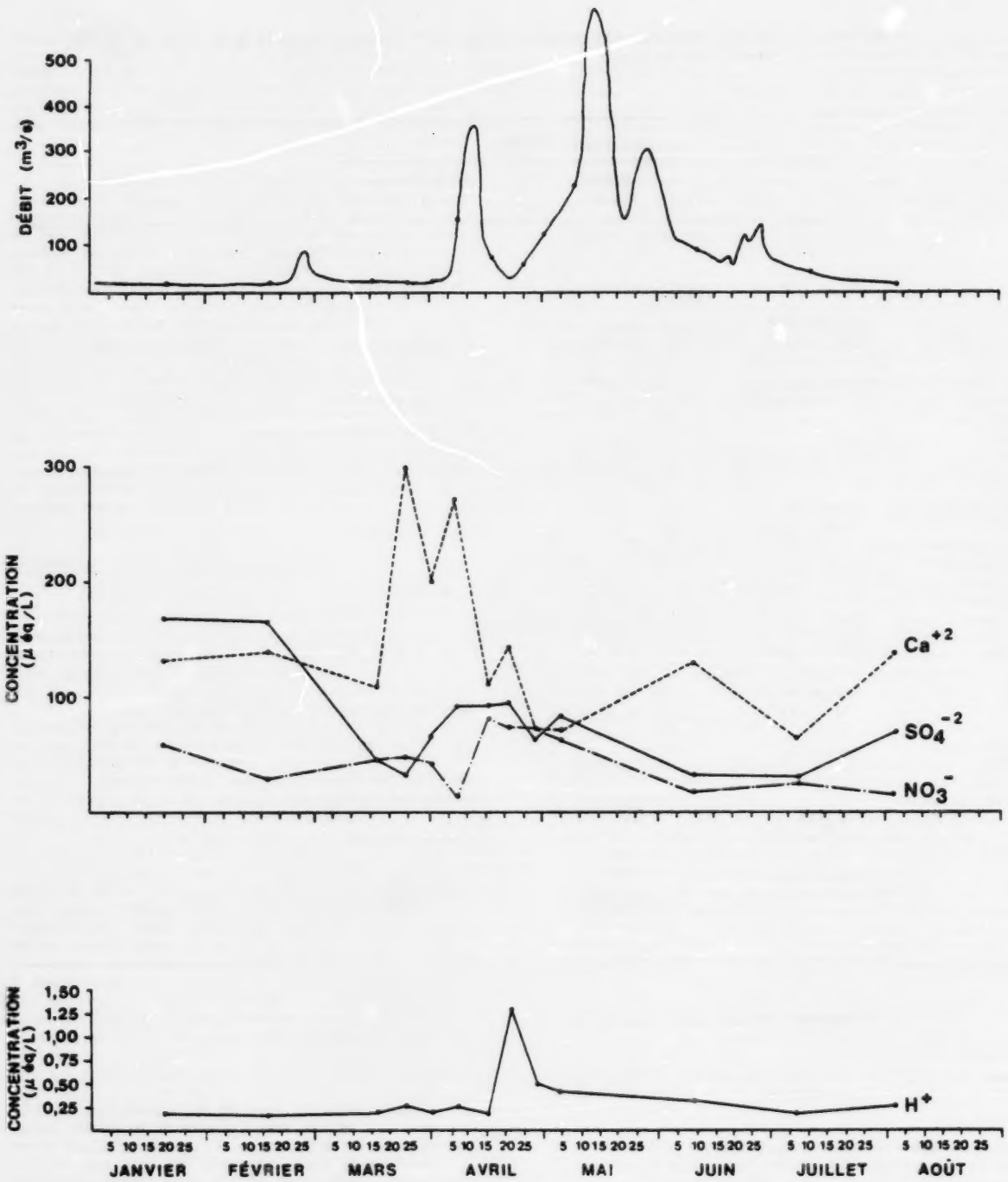


Figure 4. Evolution temporelle du débit ainsi que des concentrations de calcium, de sulfates, de nitrates et d'ions hydrogène pour la rivière Ste-Marguerite.

un appauvrissement en sulfates du stock de neige suite à une première fonte observée à la fin de février;

- une augmentation des sulfates (90 µéq/L) pendant et après la première crue printanière, ce qui coïncide avec la fonte du nouveau stock de neige et les précipitations importantes sous forme de pluies observées au printemps (figure 2);

- des valeurs relativement faibles (30 à 40 µéq/L) au cours des mois de juin et juillet.

Ces variations observées pour les sulfates permettent de confirmer l'hypothèse voulant qu'il y ait migration des ions dans la neige au sol. En effet, les valeurs de sulfates mesurées dans la neige au sol en hiver (10 à 36 µéq/L) et au printemps (8 à 34 µéq/L) sont faibles si on les compare à celles observées dans l'eau de pluie (25 à 111 µéq/L).

Calcium

L'évolution temporelle des concentrations de calcium diffère de celle observée pour les sulfates, puisqu'au tout début de la fonte on observe une augmentation importante des concentrations de ce paramètre (100-140 µéq/L à 200-300 µéq/L). Cette augmentation serait attribuable à une libération soudaine et importante des ions H^+ contenus dans la neige au sol. Elle serait également due aux échanges ioniques résultant des processus d'altérations chimiques.

Ions hydrogène

Quant à l'augmentation de la concentration en ions H^+ dans les eaux de surface, elle ne devient importante qu'en une seule occasion (pH = 5,9) soit le 22 avril (figure 4). Il est intéressant de noter que cette augmentation s'est produite subséquemment à celle des sulfates, c'est-à-dire à la fin de la première crue printanière; elle peut s'expliquer, jusqu'à un certain point, par la condition d'électroneutralité dans ces eaux, ce qui occasionne une diminution de calcium et un faible changement dans les concentrations de sulfates.

Nitrates

Les nitrates, également d'origine atmosphérique, demeurent relativement importants par rapport aux sulfates. Le comportement de ce paramètre est cependant différent et plus difficile à interpréter que celui des sulfates, du calcium et des ions hydrogène, puisque ses fluctuations ont peu d'amplitude et sont déphasées dans le temps. On observe une première diminution importante des nitrates au début de la crue printanière (8 avril), les teneurs passant alors de 50 à 16 µéq/L. Cette diminution est immédiatement suivie d'une augmentation (60 à 80 µéq/L), qui est d'ailleurs du même ordre de grandeur que celle observée pour les sulfates. Ensuite au cours de l'été, les concentrations deviennent relativement faibles, sans doute à cause de l'incorporation des substances azotées, par les composantes biotiques du bassin.

La nature particulière des conditions hydrométéorologiques rencontrées au cours de cette étude (fonte prématurée, accumulation de nouvelle neige au sol, double crue printanière), ainsi que les caractéristiques physiographiques et géologiques propres à la région étudiée rendent difficile la comparaison des résultats obtenus sur la rivière Ste-Marguerite avec ceux obtenus sur des bassins calibrés (de faible superficie) situés en Norvège et rapportés par Johannessen et al. (1980). Ces chercheurs ont montré que les paramètres chimiques peuvent être classifiés en trois catégories et que leurs comportements en période de fonte dépendent de la catégorie à laquelle ils appartiennent. De façon générale, en ce qui concerne le calcium, les sulfates et les ions hydrogène, les phénomènes observés au cours de la présente étude sont sensiblement les mêmes que ceux exposés par Johannessen et al. (1980):

- au début de la fonte on a remarqué une augmentation soudaine dans les concentrations en calcium;

- durant la crue printanière on a observé une augmentation dans les teneurs de sulfates;

- une certaine augmentation de la concentration des ions hydrogène a été remarquée, même si elle est plutôt faible et déphasée par rapport à celle des sulfates.

En ce qui regarde les nitrates, on constate comme les chercheurs Norvégiens (SNSF, 1980) que ce paramètre a des concentrations relatives plus élevées que les autres anions, en période de fonte, que durant le reste de l'année. Cependant, dans les bassins étudiés en Norvège, le rapport nitrates/sulfates, en période de fonte, dépasse rarement 1/3, alors que sur la rivière Ste-Marguerite il dépasse parfois l'unité. Par conséquent, dans la région étudiée, les nitrates joueraient un rôle plus important dans la composition physico-chimique des eaux qu'en Norvège.

DISCUSSION

Dans un premier temps nous procéderons à une évaluation de la sensibilité et du niveau d'acidification des rivières à l'étude, à l'aide de certains critères et modèles déjà élaborés. Par la suite, nous tenterons, en utilisant les données obtenues, de préciser quelles sont les répercussions des précipitations acides vis-à-vis la ressource saumon.

EVALUATION DE LA SENSIBILITE DES RIVIERES

L'évaluation de la sensibilité à l'acidification des eaux de surface d'un bassin nécessite une connaissance détaillée des caractéristiques géochimiques de la roche en place, des sédiments de surface et des sols. La région à l'étude, dont le substrat rocheux est constitué de roches cristallines, comme les granites et les gneiss, et dont les sédiments de surface proviennent principalement du broyage de la roche en place par les glaciers, est considérée par Shilts (1981) comme hautement sensible.

Critères de sensibilité

On utilise souvent la composition physico-chimique des eaux comme indicateur de la capacité de neutralisation des ions hydrogène provenant des précipitations. C'est en se basant sur des valeurs obtenues pour l'alcalinité, le calcium et la conductivité (tableau 7) que des critères de sensibilité à l'acidification furent établis d'une façon plus ou moins arbitraire par Altshuller et McBean (1980), pour les régions de l'est du Canada.

En comparant les valeurs moyennes saisonnières de calcium, d'alcalinité et de conductivité obtenues (tableau 2) avec les valeurs limites présentées pour identifier la catégorie de sensibilité, on s'aperçoit que les rivières Ste-Marguerite, des Petits Escoumins et des Escoumins appartiennent à une classe de sensibilité élevée. En ce qui concerne la rivière Petit Saguenay, les valeurs moyennes hivernales et estivales pour le calcium indiquent que cette rivière pourrait se situer dans la catégorie modérément sensible, même si les valeurs d'alcalinité indiquent une sensibilité élevée.

Relation pH - calcium

Certains modèles ont récemment été développés pour évaluer la sensibilité et le niveau d'acidification des eaux de surface. Ces modèles sont basés essentiellement sur l'étude des relations entre paramètres chimiques. Ainsi la méthode développée par Henriksen (1979) propose un modèle où le pH et le calcium sont mis en relation. Selon cette méthode Henriksen a pu, en traçant la courbe de la relation existant entre le pH et le calcium d'une centaine de lacs de la Norvège, séparer les lacs acidifiés de ceux qui ne l'étaient pas. Henriksen a également utilisé cette relation empirique pour identifier les lacs acidifiés situés en Suède et en Amérique du Nord. Plus récemment, ce même modèle a été employé par Bobée et al. (1982) sur des lacs du Québec et s'est révélé intéressant en tant qu'indice pour évaluer l'acidification des milieux lacustres du bouclier canadien par rapport à ceux du Nouveau-Québec.

Pour les quatre rivières à l'étude, le modèle d'Henriksen a été appliqué en utilisant les valeurs moyennes saisonnières de pH et de calcium (figure 5). Par rapport à la relation empirique, on remarque que tous les points sont situés en bas de la courbe à l'exception de la valeur moyenne obtenue au printemps pour la rivière Ste-Marguerite. Ainsi, il ressort que les rivières étudiées n'ont pas subi d'acidification apparente, malgré leurs niveaux de sensibilité élevés. Ce résultat était d'ailleurs prévisible suite aux valeurs moyennes obtenues pour le pH (6,5 à 7,0). Cependant, on doit préciser que ce modèle a été appliqué sur des moyennes saisonnières, qui ne représentent pas toujours l'importance des fluctuations de nature épisodique.

Relation entre l'alcalinité et le calcium + magnésium

La relation entre l'alcalinité et la teneur en calcium + magnésium a été récemment utilisée par Dillon et al. (1980), ainsi que par Harvey et al. (1981) pour évaluer le niveau d'acidification des lacs de différentes régions du Canada. Cette relation est basée sur l'hypothèse que la teneur en calcium + magnésium est proportionnelle à l'alcalinité initiale que l'on retrouve avant l'acidification. Dans des régions peu affectées par les précipitations acides (territoires du Nord-Ouest, Labrador, Terre-Neuve), la relation observée par ces chercheurs se rapproche de la droite d'équivalence. Par contre dans les milieux sensibles soumis aux retombées acides importantes (régions de Sudbury, Muskoka-Haliburton et des monts La Cloche en Ontario), la relation observée montre un déficit d'alcalinité par rapport à la droite d'équivalence. L'écart observé entre l'alcalinité mesurée et l'alcalinité initiale (déduite à partir de la droite d'équivalence) devient ainsi un bon indicateur du phénomène d'acidification.

En utilisant les valeurs moyennes saisonnières d'alcalinité et de calcium + magnésium (figure 6), on remarque que toutes les rivières ont un déficit d'alcalinité important peu importe la saison considérée, ce qui indique qu'elles ont subi une certaine acidification.

D'autre part, si on considère que le calcium et le magnésium proviennent principalement de l'altération des minéraux par l'acide sulfurique, d'origine atmosphérique, on devrait alors retrouver une bonne relation entre $[SO_4^{-2}]$ et $[Ca^{+2} + Mg^{+2} - HCO_3^-]$ comme l'ont observé Dillon et al. (1980) ainsi que Harvey et al. (1981). En exprimant les valeurs moyennes saisonnières des sulfates (figure 7) en fonction du déficit d'alcalinité $[Ca^{+2} + Mg^{+2} - HCO_3^-]$, on retrouve une assez bonne équivalence entre les valeurs hivernales et printanières. Il est cependant difficile d'expliquer la divergence obtenue pour les valeurs estivales autrement que par des erreurs d'ordre analytique.

L'application de ce modèle confirme donc que les quatre rivières à l'étude ont subi une certaine acidification que l'on peut associer à la présence en teneurs élevées d'acide sulfurique dans les précipitations.

Tableau 7. Valeurs limites d'alcalinité, de calcium et de conductivité permettant d'identifier la catégorie de sensibilité des eaux de surface.

Catégorie	Alcalinité (µéq/L)	Calcium (µéq/L)	Conductivité (µS/cm)
sensibilité élevée	0-200	0-200	0-35
sensibilité modérée	200-400	200-400	22-78
sensibilité faible	> 400	> 400	> 60

Tiré de Harvey et al. (1981)

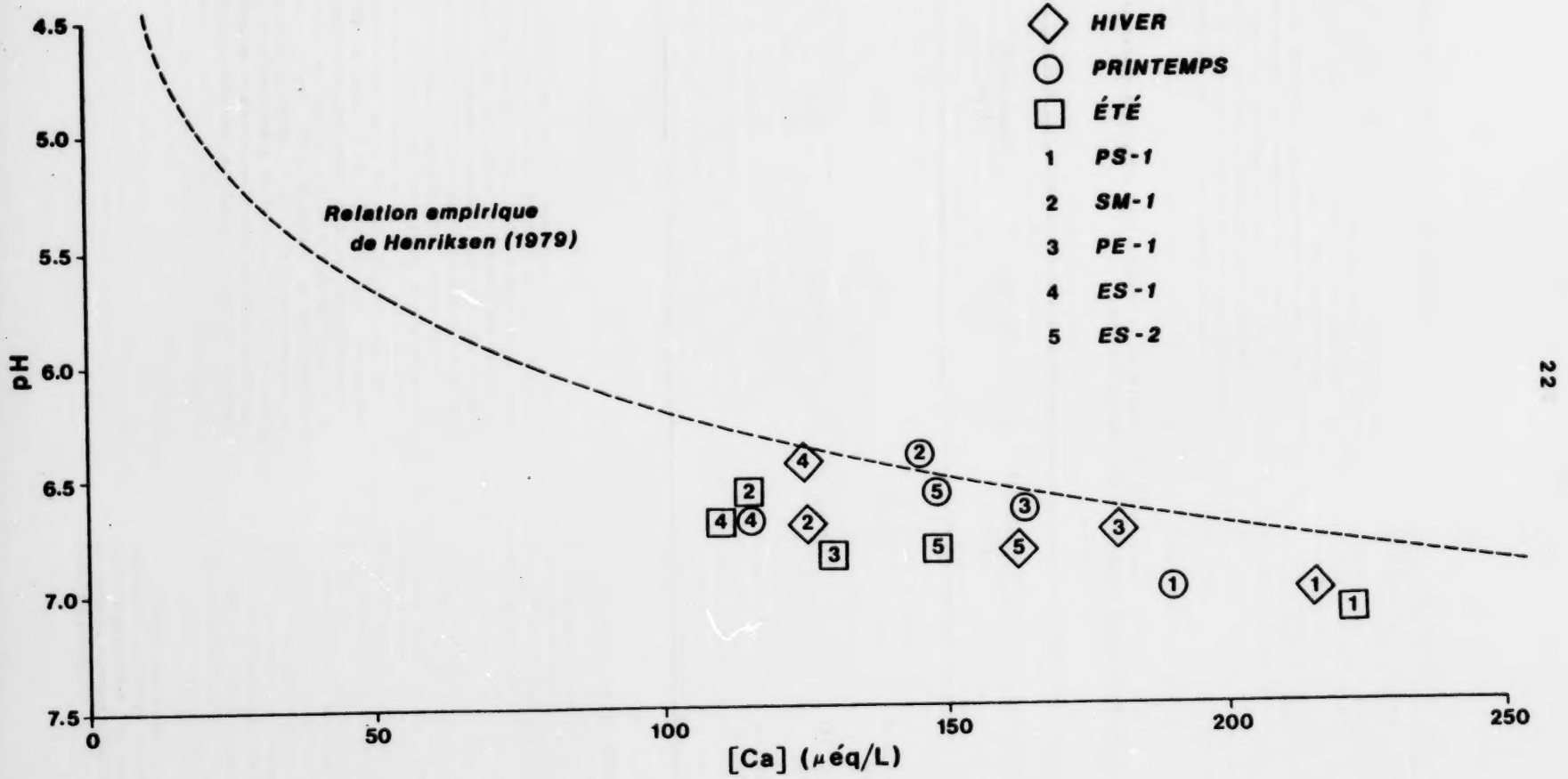


Figure 5. Valeurs moyennes saisonnières, du pH en fonction du calcium, pour les rivières Petit Saguenay (PS-1), Ste-Marguerite (SM-1), des Petits Escoumins (PE-1) et des Escoumins (ES-1, ES-2), par rapport à la relation empirique de Henriksen (1979).

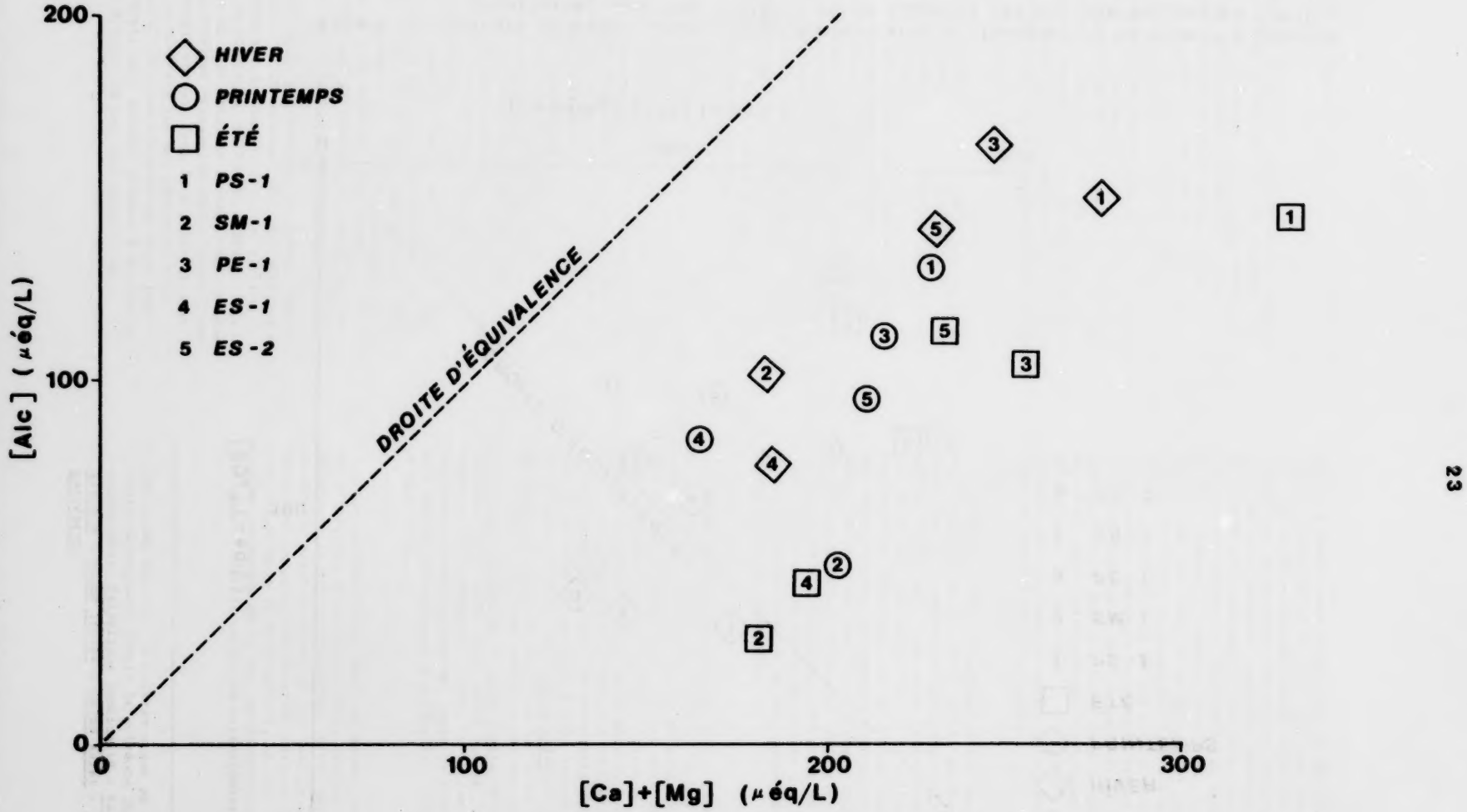


Figure 6. Valeurs moyennes saisonnières de l'alcalinité en fonction du calcium + magnésium pour les rivières Petit Saguenay (PS-1), Ste-Marguerite (SM-1), des Petits Escoumins (PE-1) et des Escoumins (ES-1, ES-2), par rapport à la droite d'équivalence.

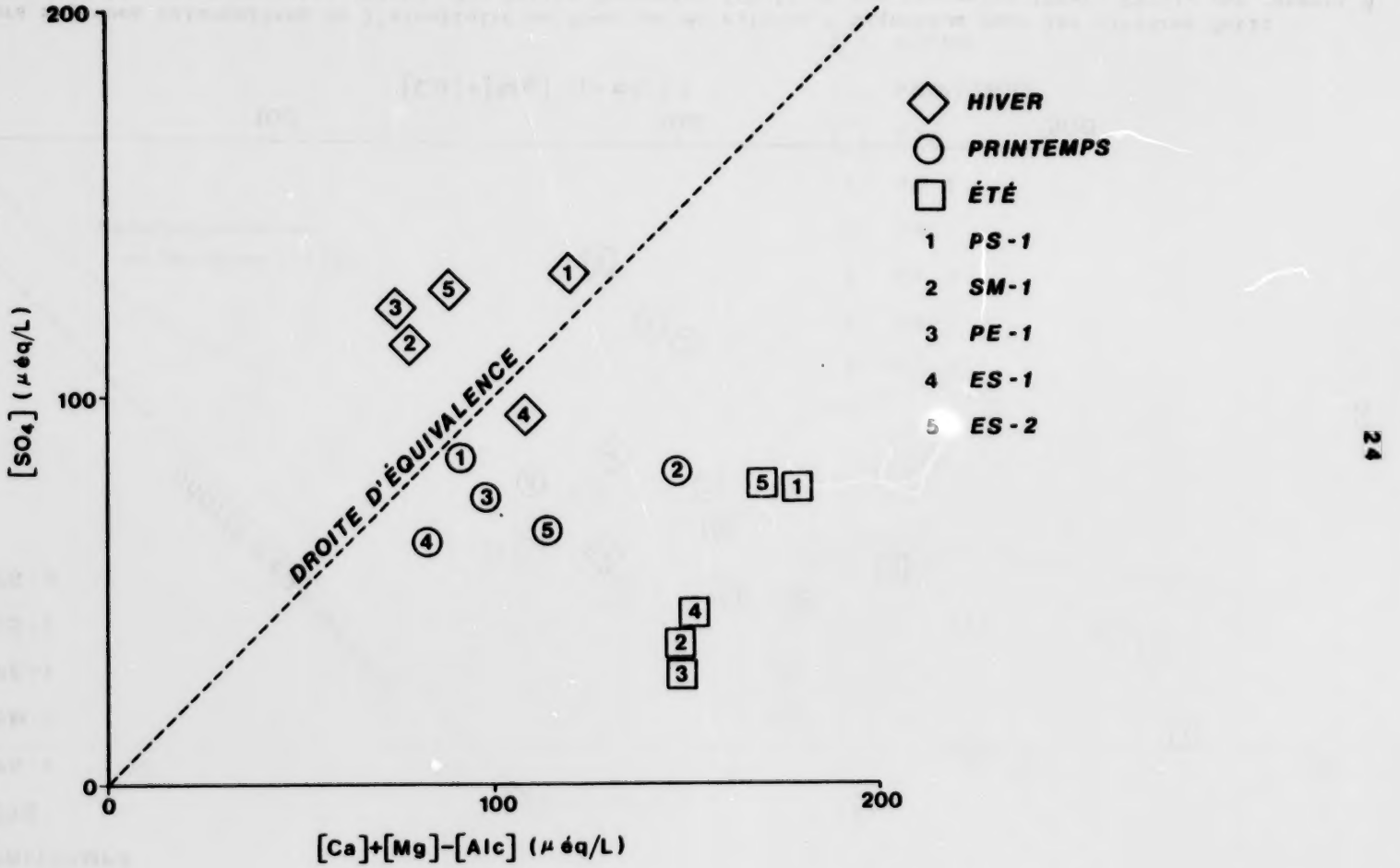


Figure 7. Valeurs moyennes saisonnières des sulfates en fonction du calcium + magnésium - alcalinité, pour les rivières Petit Saguenay (PS-1), Ste-Marguerite (SM-1), des Petits Escoumins (PE-1) et des Escoumins (ES-1, ES-2), par rapport à la droite d'équivalence.

PERSPECTIVES ECO-TOXICOLOGIQUES

Les rivières de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent en aval de la Malbaie restent réputées pour le saumon. Parmi celles-ci, Salmo salar continue à utiliser les rivières Petit Saguenay et Ste-Marguerite et, du moins en deçà de ses chutes situées à 3 km en amont du lac aux brochets, la rivière des Petits Escoumins (Carter, 1968). Il se retrouve aussi dans la rivière des Escoumins où, malgré une exploitation forestière du bassin versant et un flottage de bois depuis 1937, l'aménagement de deux passes migratoires à l'embouchure en 1965-1966 et l'ensemencement d'au moins 150 000 alevins et 23 000 saumoneaux depuis 1961 par le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec favorisent une réimplantation de l'espèce (Hovington et al., 1978).

Dans ces rivières, la survie de Salmo salar est actuellement protégée voire favorisée par des actions d'aménagements et de contrôles relativement efficaces. Toutefois, le saumon qu'on y trouve subit les effets induits par les précipitations acides dans la qualité physico-chimique des eaux; ceci échappe toujours à tout contrôle et demeure encore problématique. A cet égard, dans une perspective éco-toxicologique, nous préciserons ce qui est connu sur les effets chimiques des précipitations acides pouvant influencer les étapes du cycle vital du saumon en eaux douces, et nous évaluerons si celui-ci risque d'être affecté à long terme par ces effets dans les quatre rivières étudiées.

Facteur pH

Signalons tout d'abord que l'on a tout lieu de croire que la fraie du saumon, dans les rivières qui nous préoccupent ici, s'est effectuée au cours de la deuxième quinzaine d'octobre[1]. A ce sujet, bien que l'automne n'ait pu être inclus dans les périodes couvertes par la présente étude des paramètres des pluies acides, la possibilité que celles-ci aient une influence sur la fraie du saumon dans ces rivières doit quand même être envisagée. Cette influence éventuelle surviendrait surtout dans les parties supérieures des bassins. En effet, la teneur en bicarbonates diminuant de l'aval vers l'amont dans ces rivières (131 et 117 µéq/L aux stations PE-1 et ES-2 par rapport à 72 et 61 µéq/L aux stations ES-1 et SM-1 pour l'ensemble des échantillonnages), on peut craindre qu'elle devienne trop faible à leur tête pour neutraliser le surcroît d'ions H^+ qui y arrive à partir des pluies dont le pH, dans cette région, varie de 3,8 à 4,6. Dans ces conditions, bien que le pH apparaisse normal dans les parties inférieures et moyennes des quatre rivières (pH moyen de 6,7; variation entre 6,3 et 7,2), un pH plus acide peut survenir à leur tête. Un tel pH risque d'influencer la fraie chez les salmonidés locaux. Johnson et Webster (1977) ont montré par exemple que les femelles de Salvelinus fontinalis évitent de frayer dans une eau à pH 4,5 et Menendez (1976) a constaté qu'à pH 5,0 , la production et la fertilisation des oeufs chez cette espèce sont nettement réduites. Etant donné que, de façon générale, cette espèce s'avère la plus tolérante aux pH acides parmi les salmonidés (Johansson et al., 1977; Grande et al., 1978)[1], il apparaît alors probable que la fraie du saumon puisse être affectée à des pH quelque peu plus élevés.

Après la fraie, l'incubation des oeufs durerait environ quatre mois; Battle (1944) mentionne 140 jours pour une température ambiante de 2°C et Carrick (1979) fait état d'une période moyenne de 115 jours dans une eau à 4°C. A la station de pisciculture de Tadoussac, qui se trouve à proximité des sites étudiés, les auges d'incubation sont alimentées par les eaux d'un ruisseau local et l'éclosion des oeufs de saumon fertilisés à la seconde quinzaine d'octobre s'effectue au début de mars. Cette donnée permet de penser que l'éclosion pourrait bien survenir à la même époque dans les quatre rivières concernées.

Comme il en a déjà été question, lorsque nous avons parlé du moment de la fraie, il y a lieu de considérer la possibilité d'un pH acide (<6,0) à la tête de ces rivières, bien que les eaux de leur cours intermédiaire et inférieur aient un pH considéré comme normal durant cette période (entre 6,3 et 6,9). Les pH au-dessous desquels le développement et l'éclosion des oeufs des salmonidés sont affectés, à une température de 4 à 5°C, varient selon les espèces. Ainsi, pour Salmo salar et Salmo gairdneri on rapporte des pH de 5,0 à 5,5 (Kwain, 1975; Daye et Garside, 1979), alors que pour Salvelinus fontinalis et Salmo trutta on fait mention d'un pH plus acide entre 4,5 et 5,0 (Bua et Snekvik, 1972; Menendez, 1976). D'autres auteurs prétendent toutefois que ces oeufs ne sont affectés qu'à des pH inférieurs à 4,5 (Carrick, 1979; Grande et al., 1978).

La sensibilité des oeufs de saumon aux pH acides s'observe, selon Daye (1981), surtout pendant la période de la pré-organogénèse. Cette période qui se déroule avant le stade où les yeux de l'embryon deviennent perceptibles durerait environ 70 jours pour les saumons de la Côte-Nord, si l'on se fie aux données provenant de la station de pisciculture de Tadoussac. Lors de cette pré-organogénèse, des eaux

---

1 Des biologistes du gouvernement du Québec (MLCP) ont recueilli, le 20 octobre 1981, des milliers d'oeufs provenant de saumons dans une rivière de la région, à savoir la rivière du Gouffre. Des biologistes de SAGE Ltée ont trouvé, vers la même époque à la rivière Mistassini (Baie Comeau), des oeufs de saumon enfouis dans le gravier de plusieurs sites de fraie que des géniteurs occupaient encore. Or, les rivières en cause dans le présent travail sont situées presque à mi-chemin, de part et d'autre de ces deux cours d'eau.

1 Selon ces sources, la tolérance aux pH acides par ordre décroissant serait la suivante chez les salmonidés: Salvelinus fontinalis > Salvelinus alpinus > Salmo trutta > Salmo salar > Salmo gairdneri.

légèrement acides entrainent un dérèglement des échanges entre le milieu et le liquide périvitellin, et une corrosion de l'ectoderme embryonnaire en cours de différenciation pré-tissulaire à pH 4,0. Elles occasionnent ainsi 50% de mortalité chez les embryons (Farmer et Garside, 1980; Harvey et al., 1981).

L'éclosion des oeufs s'avère également une étape critique. De fait, l'enzyme d'éclosion, chorionase, sécrétée par l'embryon dans le liquide périvitellin et destinée à digérer la capsule de l'oeuf, a une activité réduite à 10% chez le saumon, lorsque le pH du milieu et, subséquemment, celui du liquide périvitellin descendent à 5,2; ceci provient du fait que le pH d'activité optimale pour cette enzyme est équivalent à 8,0 (Peterson et al., 1980). Parallèlement, suite à des coagulations partielles en milieu acide la capsule chorionaire devient plus opaque et plus difficile à hydrolyser. En pareil cas, de nombreux embryons ne parviennent à libérer que leur région caudale lors de l'éclosion, tandis que leur tête et leur sac vitellin restent emprisonnés dans le chorion. A un pH de 5,0 à 5,5 le retard de l'éclosion qui s'ensuit est de deux semaines; si le pH baisse à 4,5 ce retard s'accompagne d'une mortalité de 50% (Peterson et al., 1980). Les diverses données précédentes soutiennent que si le pH descend à 5,5 aux têtes des quatre rivières concernées, le développement et l'éclosion des oeufs de saumons peuvent y être partiellement affectés. Une telle situation n'est pas impossible si l'on songe, par exemple, à la fonte prématurée et partielle du manteau nivéal acide (pH moyen des neiges le 17 février: 4,6) qui est survenue en même temps que les pluies abondantes de la seconde quinzaine de février 1981.

Dès la fin de l'éclosion, les alevins de saumon s'adaptent progressivement à une vie autonome tout en épuisant les réserves de leur sac vitellin. Ceci se passe dans les bassins des quatre rivières étudiées pendant que le manteau nivéal environnant y relâche par lessivage ses ions H^+ et pendant que des pluies printanières acides y entraînent aussi des ions hydrogène. Rappelons ici que les pH moyens de la neige, entre le 2 janvier et le 17 mars et entre le 17 mars et le 8 avril, étaient respectivement de 4,6 et 5,0 et que le pH moyen des pluies équivalait à 4,2 entre le 4 avril et le 10 mai.

Ces apports d'acidité semblent toutefois neutralisés dans les portions inférieures et intermédiaires des bassins vu que les pH des eaux de surface y paraissent alors normaux avec des valeurs oscillant entre 6,3 et 7,0 et une moyenne de 6,6 pour la période du 17 mars au 10 mai. Par contre, comme mentionné antérieurement, une telle neutralisation ne s'effectuerait guère dans les portions supérieures des bassins où on peut craindre un choc acide de fin d'hiver, similaire à celui qu'on observe ailleurs dans des eaux non tamponnées par du calcaire (Jones et Bisson, 1980; Harvey et al., 1981). Les alevins présents dans ces secteurs seraient alors affectés si les pH y devenaient inférieurs à 4,5-5,0 , selon des études conduites en laboratoire et en pisciculture (Alabaster et Lloyd, 1980).

L'étape la plus sensible aux pH acides correspond à la période où les alevins de saumons étant devenus avésiculés, par résorbtion de leur sac vitellin, développent une nutrition exogène, spécialement lors des troisième et quatrième semaines de cette nutrition durant lesquelles un pH voisin de 5,0 peut induire 19 à 38% de mortalité (Farmer et al., 1980). A pH 4,3 celle-ci atteint 50% (Daye et Garside, 1980).

Un pH proche de 5,0 ralentit aussi la croissance des alevins chez Salmo salar; après quatre semaines, par exemple, celle-ci est réduite de 60% en poids et de 20% en longueur (Farmer et al., 1980). Des observations analogues ont été faites à un pH de 4,5-5,0 pour Salmo trutta (Leivestad et al., 1976) et pour Salvelinus fontinalis (Muniz et Leivestad, 1979). Cependant, chez ces deux dernières espèces, il y a une variation de la sensibilité aux pH acides selon les souches étudiées. Ainsi, Menendez (1976) a constaté que la croissance et la survie des alevins d'omble de fontaine qu'il utilisait pour ses expériences étaient réduites à des pH de 5,5 à 6,5 , tandis que des souches d'omble étudiées par Robinson et al. (1976) résistaient à des pH 4,5 à 5,5. Similairement, les oeufs et les alevins de certaines souches de truite brune tolèrent un pH de 4,7, tandis que d'autres souches supportent un pH de 5,2 (Edwards et Gjedrem, 1979).

Le mécanisme par lequel le développement des alevins est affecté par un excès d'ions H^+ s'avère complexe et indirect. Des chercheurs (Daye et Garside, 1980; Alabaster et Lloyd, 1980) ont montré que des pH avoisinant 5,0 provoquent diverses altérations dans les branchies des alevins de salmonidés, à savoir une nécrose ou coagulation des cellules épithéliales d'échange, une hypertrophie des cellules à mucus et un engorgement du mucus superficiel. Ces altérations ont comme conséquence d'entraîner une perturbation des mécanismes d'osmorégulation car les branchies deviennent alors plus perméables aux ions H^+ (McWilliams et Potts, 1978), ce qui cause une légère acidémie (Janssen et Randall, 1975). De plus, l'influx d'ions Na^+ est réduit dans le plasma; le même phénomène se constate aussi, mais à un degré moindre, pour les ions Cl^- (Harvey et al., 1981).

Cette diminution ionique dans le plasma devrait induire, par osmose, un gonflement des cellules, mais pour éviter cet effet les cellules libèrent des ions K^+ et des molécules de taurine (acide aminé); ce genre d'appauvrissement cellulaire a surtout été constaté dans le myocarde (Harvey et al., 1981). Le poisson adopte aussi concomitamment une autre réponse en essayant de pallier au débalancement ionique par l'amplification des mécanismes de transport actif, ce qui augmente son métabolisme. De fait, Rosseland (1980) a démontré que la consommation d'oxygène et la ventilation branchiale s'élèvent en milieu acide (pH 4,5 à 5,0) chez les salmonidés; la dépense énergétique sert alors beaucoup plus à lutter contre les effets acides qu'à la croissance. Celle-ci peut toutefois se poursuivre mais avec un taux d'accroissement abaissé d'au moins 50% et une mortalité accrue (Muniz et Leivestad, 1979). En même temps, diverses autres conséquences

des changements pré-décrits se manifestent graduellement avec la diminution du pH ou l'allongement de la période acide: réduction de l'épaisseur du myocarde et de l'activité cardiaque, affaiblissement du système nerveux coordinateur, baisse de la fonction rénale, altération de la cornée et de la rétine, destruction des cellules olfactives, hypersécrétion de mucus cutané (Daye et Garside, 1980).

Lorsque l'alevin de Salmo salar évolue en tacon et ensuite en saumoneau, tous ces différents phénomènes interreliés se poursuivent et s'amplifient en milieu acide (Daye, 1981). Ils s'observent aussi durant la croissance des autres salmonidés (SNSF, 1980).

Finalement, à la fin de leur croissance en eau douce, la "smoltification" représente le dernier processus physiologique important pour les jeunes saumons après quelques années, peu avant leur descente vers la mer. Au cours de cette étape, les saumoneaux sont très fragiles et peu résistants. Il ne semble pas qu'ils soient affectés par des pH légèrement acides (pH 5,0 à 6,0); ils le deviendraient toutefois à des pH inférieurs (Saunders et al., 1980).

L'ensemble des données éco-toxicologiques décrites pour le pH permet d'indiquer que le pH 4,5 peut être considéré comme un seuil pour la survie de Salmo salar mais qu'à long terme, un pH entre 5,0 et 6,0 est peu favorable à la fraie, au développement des oeufs, à l'éclosion, à l'adaptation des alevins et à leur croissance ultérieure, d'autant plus que les effets sont alors cumulatifs. De plus, il semble que le saumon ne puisse développer une résistance aux pH acides à ces différents stades, comme l'ont montré certains tests d'acclimatation essayés à cette fin (Daye, 1980). Les rivières à l'étude se situent dans une région où l'on observe des acides dans la neige (pH 4,6 à 5,0) et les pluies locales (pH 4,1). Malgré ces pH, les eaux des portions inférieures et moyennes des bassins des quatre rivières étudiées ont des pH qui ne descendent guère au-dessous de 6,3 à cause d'une certaine capacité de neutralisation qu'elles possèdent grâce à leur teneur en bicarbonates. Toutefois, il y a lieu de douter que les cours supérieurs de ces bassins bénéficient de la même capacité de neutralisation car la teneur en bicarbonates s'y affaiblit vers l'amont. Dans ce cas, si cette dernière descend sous 50 µéq/L, on peut estimer, à partir des relations existant entre ces valeurs et celles de la concentration en calcium et du pH en milieu oligotrophe recevant des précipitations acides (Conroy, 1979; Henriksen, 1979; Environnement Canada, 1981), que le pH devient ou deviendra inférieur à 6,0 dans les cours supérieurs des quatre bassins, entre autres à la fonte des neiges et après les pluies abondantes.

Dans ces conditions, le développement des jeunes saumons risque d'être beaucoup plus affecté par les précipitations acides aux têtes des quatre rivières concernées qu'à leurs cours intermédiaires et inférieurs. Ce phénomène sera accentué par le facteur suivant: la résistance des salmonidés aux pH acides s'affaiblit avec une diminution de la conductivité et de la teneur en calcium du milieu (SNSF, 1980), lesquelles diminuent d'aval vers amont dans les quatre rivières (comparer les valeurs moyennes de ces paramètres entre les sites ES-2, PE-1, ES-1 et SM-1).

Facteur aluminium

A la fonte du manteau nivéal et lors de pluies abondantes, les eaux acides de ruissellement apportent des ions H^+ dans le sol où ils sont partiellement adsorbés et provoquent subséquemment des échanges cationiques (SNSF, 1980). Dans les sols qui renferment une part relativement importante d'aluminosilicates, comme c'est le cas dans la région des quatre rivières étudiées, les ions H^+ déplacent non seulement des cations Na^+, K^+, Ca^{+2}, Mg^{+2} à la surface des minéraux mais aussi des cations internes Al^{+3} et autres (Cu^{+2}, Pb^{+2}, Zn^{+2}, Cd^{+2}, etc.) (Harvey et al., 1981). De plus, ils y favorisent une libération d'hydroxo-complexes d'aluminium et d'autres métaux (fer, plomb, mercure, cadmium, etc.).

Il en résulte alors un surcroît d'aluminium et de divers autres métaux dans les eaux de surface. De fait, aux quatre rivières étudiées, la teneur en aluminium total s'accroît au cours de la période de fonte nivéale (25 mars - 10 mai). A cette période, elle y atteint, en moyenne pondérée par le débit, 174 µg/L (valeurs brutes entre 39 et 894 µg/L) par rapport à 61 µg/L en hiver (valeurs brutes entre 16 et 121 µg/L) et reste ensuite élevée lors de l'été, au cours duquel elle équivaut à 158 µg/L (valeurs brutes entre 64 et 236 µg/L).

En conditions normales, bien qu'il soit difficile de fixer une norme pour des milieux aquatiques variés, on admet généralement que la concentration en aluminium se situe entre 20 et 100 µg/L dans les eaux douces (Everhart et Freeman, 1973; Schofield et Trojnar, 1980).

Par rapport à cette norme, il appert que la région québécoise de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent a une teneur aquatique trop élevée en aluminium au printemps et en été, probablement suite aux effets des précipitations acides. Une situation analogue prévaut au sud de la Norvège où les plans d'eau ont plus de 200 µg/L surtout au printemps (SNSF, 1980), et au nord-est des Etats-Unis où on observe jusqu'à 320 à 1 000 µg/L dans des milieux aquatiques de la chaîne des Adirondacks lors de la fonte des neiges (Cronan et Schofield, 1979). Cela se constate aussi en Ontario, plus précisément dans la région de Sudbury et dans le massif montagneux La Cloche, où l'eau contient respectivement 280 à 380 µg/L et 40 à 750 µg/L d'aluminium (Harvey et al., 1981).

La concentration en aluminium augmente avec l'acidité sous pH 7,0 dans les diverses régions précitées. De fait, une corrélation existe entre ces deux facteurs; elle équivaut, par exemple, à $pH = 4,57 - 1,15 [Al]$ ($r = 0,9$; $p = 0,01$) pour des eaux de la région des Adirondacks (Schofield et Trojnar, 1980).

Ceci s'explique par la solubilité de l'aluminium qui s'y accroît lorsque le pH descend de 6,5-6,0 à 4,0. Il est alors dissous sous forme d'Al^{+3}, $Al(OH)^{+2}$ et $Al(OH)_2^+$ principalement et d'$Al(OH)_3$ et $Al(OH)_4^-$ secondairement; à pH 5,0-5,2 , les trois premières formes de spéciation de l'aluminium se retrouvent en parts sensiblement égales nettement supérieures à la quatrième tandis que la dernière devient inexistante (SNSF, 1980). Par ailleurs, au-delà des pH 6,0-6,5, où elle s'avère minimale, la solubilité de l'aluminium augmente également mais présente un autre ordre de spéciation, à savoir par ordre décroissant: $Al(OH)_4^-$, $Al(OH)_3$, $Al(OH)_2^+$ et $Al(OH)^{+2}$. Ajoutons que l'aluminium se retrouve aussi adsorbé sur des particules en suspension et complexé à de la matière organique dans les eaux naturelles à divers pH; il semble même que ce soit souvent l'aluminium organique qui prédomine dans les eaux naturelles parmi les différentes formes de spéciation du métal (Baker et Schofield, 1980).

La spéciation de l'aluminium présent dans les quatre rivières étudiées n'a pas été précisée dans notre étude préliminaire et limitée. Néanmoins, compte tenu des informations précédentes, on peut penser qu'en fonction de leur pH moyen (6,7) dans leurs portions inférieures et moyennes, il se retrouve dans celles-ci principalement sous les formes suivantes: organique, $Al(OH)_3$ et $Al(OH)_4^-$. Si, tel que présumé plus haut, leur pH devient plus acide (pH < 6,0) dans leurs portions supérieures, l'aluminium serait alors réparti dans celles-ci de façon différente: organique, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{+2}$, Al^{+3} et, à moindre échelle, $Al(OH)_3$, $Al(OH)_4^-$.

La toxicité de toutes ces formes d'aluminium demeure encore mal connue. Il a toutefois été montré que l'aluminium s'avère au moins deux fois plus toxique sous forme inorganique que sous forme organique pour Salvelinus fontinalis (Driscoll et al., 1980). L'influence de la spéciation de l'aluminium sur la toxicité de ce métal a également été décelée indirectement par des bio-essais à différents pH, tels que ceux réalisés par Schofield et Trojnar (1980) avec des alevins de Salvelinus fontinalis. A pH 4,0 , le TL 50 (temps létal pour 50% des individus) ne change pas, à savoir 5 jours pour des teneurs variant de 0,100 à 1 000 µg/L, ce qui indique que l'action toxique est davantage due à l'acidité qu'à l'aluminium à ce pH, auquel 75% du métal ajouté se retrouve sous forme d'Al^{+3}; il y aurait alors un antagonisme compétiteur d'action des ions H^+ vis-à-vis les ions Al^{+3}. Par contre, à pH 4,4 la toxicité de l'aluminium apparaît: le TL 50 équivaut à respectivement 10 et 2 jours pour des teneurs de 0,100 et 500 µg/L. A pH 4,9-5,2 l'effet des ions H^+ régresse et celui de l'aluminium prédomine: 90 à 100% des alevins survivent plus de 100 jours dans 0 et 100 µg/L, 63 à 90% résistent 14 à 23 jours dans 250 µg/L et 50% d'entre eux meurent en 2 jours dans 500 µg/L. L'accroissement de la toxicité de l'aluminium avec la hausse du pH entre 4,0 et 5,2 suggère que l'antagonisme entre les ions H^+ et Al^{+3} diminue en même temps que ceux-ci. Les ions $Al(OH)^{+2}$ et $Al(OH)_2^+$ qui deviennent plus abondants qu'Al^{+3} amplifieraient cette toxicité. Au-delà de pH 5,5 jusqu'à 6,5 , la solubilité de l'aluminium s'affaiblit et sa toxicité s'en trouve réduite.

Suite à de tels bio-essais, on estime que la toxicité de l'aluminium se manifeste surtout à pH 5,0-5,5 à partir de 150-200 µg/L chez Salmo trutta (Muniz et Leivestad, 1980a) et chez Salvelinus fontinalis (Baker et Schofield, 1980). En-dessous ou au-dessus de ces pH, elle est amoindrie. Elle se révèle plus accentuée pour les alevins en début d'auto-nutrition (seuil: 200 µg/L à pH 4,5-5,5) chez Salvelinus fontinalis; par la suite, la sensibilité aux bas pH et aux hautes teneurs en aluminium diminue pour les juvéniles (Baker et Schofield, 1981).

La toxicité de l'aluminium chez les salmonidés s'explique par une série d'altérations branchiales occasionnées graduellement par les variations de pH entre 4,0 et 5,2 et celles des concentrations d'aluminium; on constate alors que les branchies présentent en premier lieu une prolifération cellulaire aux extrémités des filaments, en second lieu un engorgement du mucus avec oedème et fusion des lamelles et, enfin, une desquamation épithéliale nécrotique (Schofield et Trojnar, 1980). Ces altérations traduisent une infection due à une bio-accumulation branchiale de l'aluminium, laquelle peut atteindre un facteur amplificateur de 5 à 6 (Grahn, 1980); elles entraînent de plus une réduction de la perméabilité et de l'osmorégulation branchiale (Burrows, 1977). Subséquemment, les influx de Na^+ et de Cl^- et leur teneur sanguine diminuent en même temps que ceux de l'oxygène; pour tenter d'y remédier, il y a hyperventilation branchiale. Les mécanismes stipulés ci-dessus ont été précisés chez Salmo trutta (Muniz et Leivestad, 1980b) et chez Salvelinus fontinalis (Schofield et Trojnar, 1980).

Pour Salmo salar, aucune étude analogue à celles qui précèdent n'a été faite jusqu'ici, du moins à notre connaissance, sur sa sensibilité à l'aluminium. Cependant, vu que les effets provoqués par les pluies acides chez les deux autres salmonidés se retrouvent généralement avec plus d'acuité chez le saumon (SNSF, 1980), on peut considérer que la toxicité de l'aluminium chez Salmo salar s'exerce de la même manière, mais avec une sensibilité quelque peu plus poussée que la toxicité décrite plus haut. Son seuil vis-à-vis du saumon pourrait alors être inférieur à 150 µg/L et tendre vers 100 µg/L à pH 5,0-5,5.

Dans les rivières qui nous préoccupent, plus précisément dans leurs tronçons inférieurs et moyens, la concentration d'aluminium dépasse cette dernière valeur au printemps et en été (valeurs respectives: 174 et 158 µg/L pour les moyennes; 894 et 236 µg/L pour les maxima). Par ailleurs, le pH n'y descend guère sous 6,3 , ce qui est peu favorable à la solubilité de l'aluminium inorganique et conséquemment à l'action toxique de ce métal. Certes, il est possible que le pH devienne plus faible dans leurs portions supérieures mais il faut aussi considérer la possibilité que la teneur d'aluminium y soit plus basse que 100 µg/L vu qu'elle diminue d'aval vers amont (197 et 138 µg/L aux sites ES-2 et PE-1 par rapport à 120 et 114 µg/L aux sites SM-1 et ES-1 en moyennes globales). Dans tout ce contexte, faute d'information sur la spéciation de l'aluminium

dans les quatre rivières étudiées, il est difficile d'évaluer le potentiel toxique des hautes teneurs d'aluminium qu'elles contiennent au printemps et en été vis-à-vis des jeunes saumons qui s'y trouvent.

Autres facteurs

Tel que mentionné pour l'aluminium, les eaux de ruissellement résultant de précipitations acides provoquent, par échange ionique, une libération de divers composés présents dans les sols, tels les aluminosilicates, composés minéralogiques relativement abondants dans la région étudiée. Ces composés occasionnent non seulement un relâchement de l'aluminium mais aussi une libération de fer, manganèse, cuivre, cadmium, zinc, plomb, mercure, etc. (Harvey et al., 1981). Tous ces métaux se retrouvent alors en quantités anormalement élevées dans les eaux de surface, comme cela a été constaté dans des eaux affectées par des précipitations acides au sud de la Norvège (Almer et al., 1978; Dickson, 1980), au Nord-est des Etats-Unis dans le massif des Adirondacks (Schofield, 1976) et en Ontario près de Sudbury (Harvey et al., 1981). En outre, une acidification progressive du milieu aquatique favorise un relâchement de ces différents métaux à partir des sédiments et, subséquemment une augmentation de leurs teneurs dans les eaux (Schindler et al., 1980). Suite à ces phénomènes, on remarque, par exemple, que des eaux situées au Nord-Ouest de l'Ontario dans le bouclier canadien n'ont pas seulement des teneurs anormalement élevées en aluminium, mais également des concentrations relativement hautes en manganèse et en fer; celles-ci y atteignent 100 à 300 µg/L et 50 µg/L, alors qu'en conditions normales elles ne dépassent guère 3 µg/L et 20 µg/L dans les eaux oligotrophes du bouclier canadien (McNeely et al., 1979).

Au sein de celui-ci, les quatre rivières étudiées présentent également, en plus d'un surcroît d'aluminium, une augmentation considérable de la concentration de certains métaux lors de la crue printanière. En effet, par rapport à celles de la période hivernale, les teneurs de fer, manganèse et cuivre se sont élevées de 111 à 335 µg/L, 4,7 à 10,4 µg/L et < 1,0 à 6,8 µg/L en moyennes pondérées par le débit (voir tableau 2); ensuite durant l'été, les concentrations sont demeurées relativement élevées (9,4 µg/L et 5,8 µg/L), sauf pour le fer (124 µg/L). On n'a cependant pas constaté de décalage analogue pour le cadmium, le zinc, le plomb, le mercure et le nickel; ceci peut être relié à des facteurs analytiques tels que la proximité des seuils de détection ou les fluctuations dues à l'échantillonnage. Signalons également que les teneurs obervées pour ces cinq métaux dans les quatre rivières sont largement inférieures aux valeurs reconnues comme étant toxiques pour les salmonidés en eaux oligotrophes, à savoir 2 µg/L, 100 µg/L, 50 µg/L, 4 µg/L et 200 µg/L (EPA, 1971; EPA, 1973; Van Coillie, 1977; Alabaster et Lloyd, 1980). Dans ces conditions, on ne considérera que le fer, le manganèse et le cuivre présents dans ces rivières pour la suite de l'exposé.

La spéciation de ces trois métaux dans le milieu aquatique s'avère déterminante pour leur toxicité, comme c'est le cas pour l'aluminium. A ce titre, bien qu'elle n'ait pu être analysée pour les quatre rivères étudiées, elle mérite d'être précisée à partir des données connues à ce sujet. En ce qui concerne le fer, il se retrouve généralement sous les trois formes suivantes par ordre décroissant, dans les eaux naturelles: précipité en particules (grandeur > 0,01 µm), associé avec de la matière organique et dissous comme composé inorganique (Harvey et al., 1981). C'est surtout cette dernière forme qui est toxique; elle consiste principalement en $Fe(OH)_3$ (Alabaster et Lloyd, 1980). La solubilité de ce dernier est minimale à pH 7,0-7,5 et s'accroît de pH 7,0 à 4,0 , davantage sous forme $Fe(OH)_2^+$ que $Fe(OH)^{+2}$ et surtout Fe^{+3}, qui ne devient évident que sous pH 5,5 (Harvey et al., 1981). Ceci explique que le seuil de toxicité diminue avec le pH pour Salvelinus fontinalis: de fait, il se chiffre respectivement à 1,75 , 0,48 et 0,39 mg/L à pH 7,0 , 6,0 et 5,5 pour cette espèce (Decker et Menendez, 1974). Au-delà de pH 5,5 , c'est $Fe(OH)^-$ qui est favorisé jusqu'à devenir la forme prédominante après pH 7,0 (Harvey et al., 1981). Similairement au fer, le manganèse existe sous forme précipitée, organique et minérale et sa toxicité est surtout reliée à la forme minérale dissoute, laquelle est amplifiée à des pH inférieurs à 6,0 (Almer et al., 1978); ses seuils de toxicité sous létale pour les salmonidés se situant au-delà de 100 µg/L (EPA, 1973). Enfin pour le cuivre, il y a trois formes majeures de spéciation, lesquelles se présentent par ordre décroissant dans les eaux naturelles: adsorbé sur des particules en suspension ou particulaires telles que $CuCO_3$, complexé à des composés chimiques ou dissous comme Cu^{+2}, $Cu(OH)^+$ et $Cu(OH)_2$. Un pH acide tend à augmenter les ions Cu^{+2} au détriment de $Cu(OH)^+$, $Cu(OH)_2$ et $Cu(CO_3)$ (Alabaster et Lloyd, 1980). La toxicité du cuivre serait alors due non seulement aux ions Cu^{+2} mais également aux particules $CuCO_3$ selon Shaw et Brown (1974), et aux ions $Cu(OH)^+$ selon Howarth et Sprague (1978). A pH 6,0-7,0 , elle devient apparente à partir de 5 µg/L pour les salmonidés (Van Coillie, 1977; Alabaster et Lloyd, 1980).

Les trois métaux considérés agissent surtout au niveau des branchies des salmonidés. Le fer et le manganèse ont tendance à s'y précipiter en surface (Alabaster et Lloyd, 1980) tandis que le cuivre peut s'y bioaccumuler et induire une détérioration des cellules épithéliales en même temps qu'une réduction des cellules à mucus (Pequignot et al., 1975; Alabaster et Lloyd, 1980). De façon générale, un dérèglement de l'osmorégulation et des échanges respiratoires en résulte. En outre, le cuivre en excès sous létal réduit l'activité de certaines enzymes telles que la glutamo-oxalo-acétate transaminase du plasma chez Salvelinus fontinalis (McKim et Benoit, 1971). En se liant avec l'ADN (acide désoxyribonucléique), il peut aussi provoquer indirectement une inhibition de la synthèse de macromolécules nécessaires à un développement ultérieur chez les embryons de Salmo salar et Salvelinus fontinalis (Van Coillie et al., 1975; Van Coillie, 1977). Ces différents effets toxiques se manifestent à partir de 5,0 à 10 µgCu/L, 100 à 150 µgMn/L et 1 500 à 2 000 µgFe/L à pH 6,0-7,0 chez les salmonidés (Alabaster et Lloyd, 1980).

Exceptè pour le cuivre qui constitue un cas marginal, ces concentrations sont loin d'être atteintes dans les portions inférieures et moyennes des quatre rivières étudiées (voir tableau 2). Au niveau de leurs cours supérieurs, vu que les teneurs des métaux considérés diminuent d'aval vers amont, elles deviennent probablement encore plus faibles et, bien qu'un pH quelque peu plus acide puisse abaisser légèrement leurs seuils de toxicité, elles restent sans doute au-dessous de ces derniers.

On peut donc penser que les hausses printanières de concentrations en fer, manganèse, cuivre et peut-être d'autres métaux dans ces quatre rivières ne sont pas dangereuses actuellement pour les salmonidés qui y vivent. Cependant, faute d'information sur la spéciation de l'aluminium dans ces cours d'eau, il est difficile d'en évaluer le potentiel toxique des hautes teneurs observées au printemps et en été vis-à-vis les jeunes saumons qui y vivent.

CONCLUSION

La présente étude a mis en évidence les principales caractéristiques relatives à la qualité des eaux de surface ainsi que des précipitations à proximité de quatre (4) rivières à saumons de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent. Ces travaux ont fait ressortir, d'une part, les différences qui existent d'une saison à une autre en ce qui regarde la qualité physico-chimique des eaux et d'autre part, l'importance des conditions hydrométéorologiques, principalement en période de fonte, où les apports atmosphériques sont plus importants. Les résultats ont également démontré la haute sensibilité des quatre (4) rivières concernées et la menace éventuelle que certaines conditions pourraient représenter pour les salmonidés.

Les principales conclusions que l'on peut tirer quant à la qualité physico-chimique des eaux de surface et des précipitations peuvent se résumer comme suit:

Caractéristiques générales

- La conductivité très faible se situant entre 20 et 30 µS/cm est typique des régions où les roches sont peu altérables (gneiss granitique);

- Dans les eaux de surface les cations principaux sont le calcium, le magnésium et le sodium. Quant aux anions, ils sont principalement représentés par les bicarbonates et les sulfates, le rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} variant en moyenne de 0,78 à 1,6 pour les rivières à l'étude. Les nitrates constituent également une partie importante de la composition des anions (10-20%). La contribution des aérosols marins est importante pour le sodium (22 à 29%) et plus ou moins négligeable pour les autres cations;

- Parmi les métaux, ceux qui représentent les teneurs les plus élevées sont le fer (72 à 297 µg/L), l'aluminium (49 à 355 µg/L) et le manganèse (2,2 à 16,5 µg/L);

- Les valeurs de pH sont relativement constantes d'une rivière à l'autre (6,4 à 6,9 en moyenne), la valeur la plus faible ayant été observée au cours du printemps dans les eaux de la rivière Ste-Marguerite (pH = 5,9);

- On remarque au printemps une diminution assez prononcée pour plusieurs paramètres (Na^+, K^+, Cl^-, turbidité, conductivité, NH_4^+). D'autres éléments subissent également une baisse mais d'une façon moins marquée (Ca^{+2}, Mg^{+2}, HCO_3^-, C. inorg.) alors que pour d'autres paramètres (Fe, Mn, Al, couleur, C. org.) on observe un accroissement dans les concentrations au cours de la même période.

Paramètres reliés à l'acidification

- Les éléments d'origine atmosphérique provenant de la neige et de la pluie ainsi que les conditions hydrométéorologiques permettent d'expliquer les fluctuations de paramètres comme SO_4^{-2}, Ca^{+2}, NO_3^- et H^+;

- En comparant les valeurs obtenues dans la neige au sol avec celles provenant de la pluie, on remarque de grandes différences dans les concentrations de la majorité des ions; les concentrations de SO_4^{-2}, NO_3^-, NH_4^+ et H^+ sont plus élevées dans l'eau de pluie, d'un facteur 5 à 10, ce qui fait ressortir l'importance de la migration des ions dans la neige au sol;

- Les valeurs observées pour le pH dans l'eau de pluie au printemps (3,8 à 4,6) sont comparables à celles mesurées par le réseau CANSAP et montrent le caractère acide des précipitations dans la région;

- En examinant l'évolution temporelle des sulfates, dans les eaux de surface, on observe des valeurs relativement élevées au cours de l'hiver (165 µéq/L) suivies d'une diminution importante au début de la période de fonte et d'une augmentation pendant et après la première crue printanière (90 µéq/L). Les concentrations redeviennent ensuite relativement faibles (30 à 40 µéq/L) au cours de l'été;

- L'évolution temporelle du calcium diffère de celle observée pour les sulfates, puisqu'au tout début de la fonte on note une augmentation importante de ses concentrations (100-140 µéq/L à 200-300 µéq/L);

- Une certaine augmentation de H^+ a été remarquée à la fin de la première crue printanière pour la rivière Ste-Marguerite (pH = 5,9);

- Les nitrates sont relativement importants par rapport aux sulfates ($[NO_3^-]/[SO_4^{-2}] = 1$). On observe une diminution importante dans les concentrations de ce paramètre au printemps (50 à 16 µéq/L) suivie par la suite d'une augmentation (60 à 80 µéq/L).

Evaluation de la sensibilité des rivières

- En se basant sur les valeurs moyennes saisonnières de calcium, d'alcalinité et de conductivité, on peut classifier l'ensemble des rivières à l'étude comme étant à sensibilité élevée, à l'exception de la rivière Petit Saguenay considérée comme modérément sensible.

- L'application de plusieurs modèles, dont celui d'Henriksen (1979), montre que les quatre rivières à l'étude ont subi une certaine acidification, puisqu'on y remarque entre autres un déficit dans l'alcalinité.

Evaluation éco-toxicologique

Les quatre rivières étudiées présentent trois possibilités toxiques reliées aux précipitations acides régionales:

- leurs teneurs en bicarbonates, déjà faibles, diminuent d'aval en amont et risquent de devenir insuffisantes à leurs têtes pour y neutraliser les pH acides apportés par la neige et/ou la pluie, lesquels pH sont néfastes au développement des oeufs et des alevins de saumon;

- l'aluminium s'y accroît au printemps et dépasse même les seuils connus pour sa toxicité vis-à-vis des salmonidés; son potentiel toxique dépend toutefois de sa spéciation locale qui n'est pas connue;

- les concentrations en fer, manganèse et cuivre augmentent au printemps dans les rivières à l'étude, mais restent cependant en deçà de leurs seuils toxiques pour les salmonidés, à l'exception du cuivre.

En dernier lieu, soulignons que la fonte prématurée observée au cours de l'hiver a pu contribuer à minimiser les variations saisonnières de certains paramètres tels le pH, les bicarbonates et les métaux traces, qui autrement auraient pu atteindre des valeurs plus critiques que celles observées.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier MM. Jean-Denis Dutil et Yvan Vigneault du ministère des Pêches et Océans du Canada pour la révision du manuscrit ainsi que pour leurs conseils judicieux apportés lors de la réalisation de cette étude.

M. Yves Lavergne, du même Minisitère, a assuré le support logistique des expéditions et nous lui en savons gré.

Nos remerciements s'adressent également à MM. Yvon Laberge et Jean-Pierre Fiset, chimistes qui ont procédé à l'analyse des échantillons à Eco-Recherches Inc. (filiale de CIL).

Ce travail a également été rendu possible grâce à la participation de MM. Viateur Dubé, André Dufour Michel Lemieux, Michel Beaulieu et Georges Morin, techniciens à l'emploi de la firme S.A.G.E. Ltée, qui ont procédé aux échantillonnages.

REFERENCES CITEES

Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Food and Agriculture Organization (United States). Butterworths Co. Publishers, London. 297 p.

Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom et E. Hornstrom. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem, p. 271-311. Dans: Sulfur in the environment. Part II: Ecological impacts. J.O. Nriagu (ed.) J. Wiley and Sons Inc., New York. 432 p.

Almer, B., W. Dickson, C. Ekstrom, E. Hornstrom et U. Miller. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. Ambio 3: 30-36.

Altshuller, A. et G. McBean. 1980. Le transport à grande distance de polluants atmosphériques. Deuxième rapport du groupe consultatif de recherche Etats-Unis - Canada. Environnement Canada. 46 p.

APHA-WPCF (American Public Health Association and Water Pollution Control Federation). 1975. Standard methods for the examination of water and waste water. 14th ed. American Public Health Association Washington, D.C. 874 p.

Baker, J.P. et C.L. Schofield. 1980. Aluminum toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. p. 292-293. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Baker, J.P. et C.L. Schofield. 1981. Aluminum chemistry and toxicity to fish in acidic lakes and streams. p. 70. Dans: Am. Meteorol. Soc. (ed.). Proc. Conf. Long Range Transport Airborne Pollutants. Albany. April 27-30, 1981.

Battle, H.I. 1944. The embryology of the atlantic salmon (Salmo salar). Can. J. Res. 22 (Section D): 105-124.

Beamish, R.J. 1974. The loss of fish populations from unexploited remote lakes in Ontario, Canada, as a consequence of atmospheric fallout of acid. Water Res. 8: 85-95.

Bobée, B., Y. Grimard, M. Lachance et A. Tessier. 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. INRS-Eau, rapport scientifique no 140: 243 p. 3 annexes.

Brouard, D., M. Lachance et R. Van Coillie. 1981. Caractérisation physico-chimique hivernale des eaux de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent: Petit Saguenay, Ste-Marguerite, des Escoumins et des Petits Escoumins. Etude présentée par S.A.G.E. Ltée au ministère des Pêches et Océans du Canada. 61 p.

Bua, B. et E. Snekvik. 1972. Hatching experiments with roe from salmonid fishes, 1966-1971: effects of acidity and dissolved salts. Vann. 7: 86-93.

Burrows, W.D. 1977. Aquatic aluminum: chemistry, toxicology and environmental prevalence. CRC, Critical Reviews in Environmental Control 7: 167-216.

Carrick, T.R. 1979. The effects of acid water on the hatching of salmonid eggs. J. Fish Biol. 14: 165-172.

Carter, W.M. 1968. Le saumon de l'Atlantique au Québec: rapport sur le saumon et plan directeur pour l'aménagement de cette ressource. Rapport présenté au ministère du Tourisme de la Chasse et de la Pêche du Québec. 236 p.

Charette, J.Y. et M. Lagacé. 1981. Recherche d'une méthodologie et évaluation de l'impact des précipitations acides sur la faune ichthyenne du parc des Laurentides. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Direction de la recherche faunique, rapport interne. 58 p.

Conroy, N. 1979. Determination of the susceptibility to acidification of poorly buffered surface waters. Limnology and toxicity report. Water Resources Branch, Ministry of the Environment (Ontario). 21 p.

Cronan, C.S. et C.L. Schofield. 1979. Aluminum leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the northeast. Science 204: 304-306.

Dannevig, A. 1959. Influence of precipitation on river acidity and fish populations. Jaeger og Fisker. 3: 116-118.

Daye, P.G. 1980. Attempts to acclimate embryos and alevins of Atlantic salmon, Salmo salar, and rainbow trout, S. gairdneri, to low pH. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1035-1038.

Daye, P.G. 1981. The impact of acid precipitation on the physiology and toxicology of fish. Proc. Int. Conf. on Acid Rain and the Atlantic Salmon, International Atlantic Salmon Foundation. Special publication 10: 29-34.

Daye, P.G. et E.T. Garside. 1979. Development and survival of embryos and alevins of the Atlantic salmon, Salmo salar L. continuously exposed to acidic levels of pH, from fertilization. Can. J. Zool. 57: 1713-1718.

Daye, P.G. et E.T. Garside. 1980. Structural alterations of embryos and alevins of Atlantic salmon, Salmo salar L., induced by continuous or short-term exposures to acidic levels of pH. Can. J. Zool. 58: 27-43.

Decker, C. et R. Menendez. 1974. Acute toxicity of iron and aluminum to brook trout. Proc. W. Va. Acad. Sci. 46: 159-167.

Dickson, W. 1980. Properties of acidified water. p. 75-83. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Dillon, P.J., D.S. Jeffries, W.A. Scheider et N.D Yan. 1980. Some aspects of acidification in southern Ontario. p. 212-213. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Driscoll, C.T. Jr., J.P. Baker, J.J. Jr. Bisogni et C.L. Schofield. 1980. Aluminum speciation in dilute acidified waters and its effects on fish. Nature (London) 284: 161-164.

Edwards, D.J. et T. Gjedrem. 1979. Genetic variation in survival of brown trout eggs, fry and fingerlings in acidic water. SNSF-project. Sandefjord, Norway. FR 16/79.

Environnement Canada. 1981. Sensibilité des écosystèmes aquatiques aux effets des retombées des polluants atmosphériques au Québec. Direction générale des eaux intérieures, Région du Québec. Rapport 118, 46 p.

EPA (Environmental Protection Agency). 1971. Water quality criteria data book. Volume 3: Effects of chemicals on aquatic life. Water Pollution Control Research Series. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. No 18050 GWV/05-71.

EPA (Environmental Protection Agency). 1973. Water quality criteria data book. Volume 5: Effects of chemicals on aquatic life. Water Pollution Control Research Series. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. No 18050 HLA/09-73.

EPA (Environmental Protection Agency). 1974. Methods for chemical analysis of water and wastes. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 537 p.

Everhart, W.H. et R.A. Freeman. 1973. Toxic effects of aqueous aluminum to rainbow trout. Environmental Protection Agency. EPA-R3-73-011.

Farmer, G.J., T.R. Goff, D. Ashfield et H.S. Samant. 1980. Some effects of the acidification of Atlantic salmon rivers in Nova Scotia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 972. VIII + 13 p.

Franconi, A., K.N.M. Sherma et A.F. Laurin. 1975. Région des rivières Betsiamites et Moisie. Ministère des Richesses naturelles du Québec. Rapport géologique 162: 49 p.

Gjessing, E.T., A. Henriksen, M. Johannessen et R.F. Wright. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater chemistry. p. 64-85. Dans: F. Braekke (ed.). Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-project. Sandefjord, Norway. RR06/76.

Grahn, O. 1980. Fish kills in two moderately acid lakes due to high aluminum concentration. p. 310-311. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitaton. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Grande, M., I.P. Muniz et S. Anderson. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid waters. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 2076-2084.

Grimard, Y. 1981. Contribution à l'étude de la vulnérabilité des eaux lacustres québécoises face à l'acidification des précipitations. Ministère de l'Environnement (Québec), Service de la qualité des eaux, rapport interne no 81-6. 38 p.

Haapala, H., P. Sepponen et E. Meskus. 1975. Effect of spring floods on water acidity in the Kiiminkijoki area, Finland. Oikos 26: 26-31.

Hagen, A. et A. Langeland. 1973. Polluted snow in southern Norway and the effect of the meltwater on freshwater and aquatic organisms. Environ. Pollut. 5: 45-57.

Harvey, H.H., R.C. Pierce, P.J. Dillon, J.R. Kramer et D.H. Whelpdale. 1981. Acidification in the canadian aquatic environment: scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. National Research Council of Canada, NRCC no 18475. 369 p.

Henriksen, A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. Nature 278: 542-545.

Hovington, L., P. Prémont, S. Perron, M. Villeneuve et L. Gauthier. 1978. Etude des frayères à saumons dans la rivière Escoumins. Rapport pour le ministère fédéral Emploi et Immigration du Canada. 39 p.

Howarth, R.S. et J.B. Sprague. 1978. Copper lethality to rainbow trout in waters of various hardness and pH. Water Res. 12: 455-462.

Hultberg, H. 1977. Thermally stratified acid water in late winter - a key factor inducing self-accelerating processes which increase acidification. Water Air Soil Pollut. 7: 279-294.

Janssen, R.G. et D.J. Randall. 1975. The effects of changes in pH and P_{CO_2} in blood and water on breathing in rainbow trout, Salmo gairdneri. Respir. Physiol. 25: 235-245.

Jeffries, D.S., C.M. Cox et P.J. Dillon. 1979. Depression of pH in lakes in central Ontario during snowmelt. J. Fish. Res. Board Can. 36: 640-646.

Jensen, K.W. et E. Snekvik. 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southern Norway. Ambio 1: 223-225.

Johannessen, M., et A. Henriksen. 1978. Chemistry of snowmelt water: changes in concentration during melting. Water Resour. Res. 14: 615-619.

Johannessen, M., A. Skartveit et R.F. Wright. 1980. Streamwater chemistry before, during and after snowmelt. p. 224-225. Dans: Drablos D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Johansson, N., P. Runn et G. Milbrink. 1977. Early development of three salmonid species in acidified water. Zoon 5: 127-132.

Johnson, D.W. et D.A. Webster. 1977. Avoidance of low pH in selection of spawning sites by brook trout (Salvelinus fontinalis). J. Fish. Res. Board Can. 34: 2215-2218.

Jones, H.G. et M. Bisson. 1980. Lac Laflamme: qualité de l'eau et de la neige. Institut National de la Recherche scientifique. INRS-eau, rapport 123. 91 p.

Kwain, W.H. 1975. Effects of temperature on development and survival of rainbow trout, Salmo gairdneri, in acid waters. J. Fish. Res. Board Can. 32: 493-497.

Leivestad H., G. Hendrey, I.P. Muniz et E. Snekvik. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. p. 87-111. Dans: F.H. Braekke (ed.). Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF-project. Norway. FR6/76.

Likens, G.E. 1976. Acid precipitation. Chem. Eng. News 54: 29-44.

Likens, G.E., R.F. Wright, J.N. Galloway et T.J. Butler. 1979. Acid rain. Sci. Am. 241(4): 43-51.

McKim, J.M. et D.A. Benoit. 1971. Effects of long-term exposures to copper on survival, growth and reproduction of brook trout (Salvelinus fontinalis). J. Fish. Res. Board Can. 28: 655-662.

McNelly, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Environnement Canada. Direction générale des eaux intérieures, rapport interne. 79 p.

McWilliams, P.G. et W.T.W. Potts. 1978. The effects of pH and calcium concentrations on gill potentials in the brown trout (Salmo trutta). J. Comp. Physiol. 126: 277-286.

Menendez, R. 1976. Chronic effects of reduced pH on brook trout (Salvelinus fontinalis). J. Fish. Res. Board Can. 33: 118-123.

Muniz, I.P. et H. Leivestad. 1979. Long term exposure of brook trout to acidic water. SNSF-project. Sandefjord, Norway. RR77/79. 32 p.

Muniz, I.P. et H. Leivestad. 1980a. Acidification - effects on freshwater fish. p. 84-92. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF - project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Muniz, I.P. et H. Leivestad. 1980b. Toxic effects of aluminum on the brown trout, Salmo trutta. p. 320-321. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Oden, S. 1976. The acidity problem - an outline of concepts. Water Air Soil Pollut. 6: 137-166.

Pequignot, J., R. Lubat et A. Chatelet. 1975. Action du sulfate de cuivre sur les cellules à mucus de l'alevin de truite Salmo irideus. J. Eur. Toxicol. 8: 52-56.

Peterson, R.H., P.G. Daye et J.L. Metcalfe. 1980. Inhibition of Atlantic salmon (Salmo salar) hatching at low pH. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 770-774.

Robinson, G.D., W.A. Dunson, J.E. Wright et G.E. Mamolito. 1976. Differences in low pH tolerance among strains of brook trout (Salvelinus fontinalis). J. Fish Biol. 8: 5-17.

Rosseland, B.O. 1980. Effects of acid water on metabolism and gill ventillation in brown trout (Salmo trutta) and brook trout (Salvelinus fontinalis). p. 348-349. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (eds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Rueslatten, H.G. et P. Jorgensen. 1978. Interaction between bedrock and precipitation at temperatures close to 0°C. Nordic Hydrol. 9: 1-6.

Sasseville, J.L. et M. Lachance. 1981. La qualité des eaux atmosphériques. Eau Qué. 14: 27-34.

Saunders, R.L., E.B. Henderson et P.R. Hormin. 1980. Effects of low pH on smolting Atlantic salmon. Fifth Annual Atlantic Region Fish Health Workshop. Halifax, October 14-16, 1980.

Schindler, D.W., R. Wagemann, R.B. Cook, T. Ruszczynski et J. Prokopowich. 1980. Experimental acidification of Lake 223, Experimental Lakes Area: background data and the first three years of acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 342-354.

Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation: effects on fish. Ambio 5: 228-230.

Schofield, C.L. 1981. Acid rain and Adirondack trout. Proc. Int. Conf. on Acid rain and the Atlantic Salmon. International Atlantic Salmon Foundation. Special Publication 10: 93-96.

Schofield, C.L. et J.R. Trojnar. 1980. Aluminum toxicity to fish in acidified waters. Dans: Toribara, T.Y., M.W. Millen et P.E. Morrows (eds). Polluted rain. Plenum Press, New-York. Vol. 17: 347-366.

Shaw. T.L. et V.M. Brown. 1974. The toxicity of some forms of copper to rainbow trout. Water Res. 8: 377-382.

Shilts, W.W. 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides et modifications dues aux phénomènes glaciaires. Commission géologique du Canada. Etude 81-14. 7 p. 3 cartes.

Skartvert, A. et Y.T. Gjessing. 1979. Chemical budgets and chemical quality of snow and runoff during spring snowmelt. Nordic Hydrol. 10: 141-154.

SNSF-project. 1980. Acid precipitation: effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project, 1972-1980. Overrein, L.N., H.M. Seip et A. Tollan (eds). Sandefjord, Norway. RR19/80. 175 p.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1970. Aquatic chemistry. Wiley Interscience, New York. 583 p.

Thompson, M.E. et E.B. Bennett. 1980. Variations in the degree of acidification of river waters observed in Atlantic Canada. Proc. OECD-EPA Symp. on lake protection and restoration. Portland, Maine. 19 p.

Van Coillie, R. 1977. Effets sublétaux des métaux lourds dans les oeufs et les écailles des poissons d'eaux douces. Thèse de doctorat d'état, Université de Toulouse. 352 p.

Van Coillie, R., G. Jones, D. Poirier et M. Goupil. 1975. Effets sublétaux du cuivre et du zinc chez les oeufs de salmonidés. Dans: Proc. Intern. Conf. Heavy Metals in the Environment. Nat. Res. Council Canada. Volume C: 21-24.

Watt, W.D. 1981. Present and potentiel effects of acid precipitation on the Atlantic salmon in eastern Canada. Proc. Int. Conf. on Acid Rain and the Atlantic Salmon. International Atlantic Salmon Foundation. Special publication 10: 39-45.

Watt, W.D., D. Scott et S. Ray. 1979. Acidification and other chemical changes in Halifax County lakes after 21 years. Limnol. Oceanogr. 24: 1154-1161.

Wright, R.F., T. Dale, E.T. Gjessing, E. Hendrey, A. Henriksen, M. Johannessen et I.P. Muniz. 1976. Impact of acid precipitation on fresh water ecosystems in Norway. Water Air Soil Pollut. 6: 483-499.

Yan, N.D. et P.M. Stokes. 1978. Phytoplankton of an acidic lake, and its responses to experimental alterations of pH. Environ. Conserv. 5: 93-100.

Zemann, L.J. et H.O. Slaymaker. 1975. Hydrochemical analysis to discriminate variable runoff source areas in an alpine basin. Arct. Alp. Res. 7: 341-351.

ANNEXE 1.1

Résultats bruts concernant les eaux de surface recueillies sur quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du fleuve St-Laurent (1981).

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
pH (25°C)	81-01-20	6,8	6,7	6,7	6,6	6,6
	81-02-17	6,9	6,8	6,6	6,6	6,7
	81-03-17	6,9	6,7	6,7	6,3	6,9
	81-03-25	7,0	6,6	6,7	6,7	6,7
	81-04-01	7,0	6,7	6,6	6,7	6,9
	81-04-05	-	-	-	-	6,9
	81-04-08	7,0	6,6	6,7	6,7	6,6
	81-04-12	-	-	-	-	6,6
	81-04-16	6,6	6,7	6,6	6,7	6,6
	81-04-19	-	-	-	-	6,5
	81-04-22	7,0	5,9	6,6	6,7	6,7
	81-04-26	-	-	-	-	6,4
	81-04-29	7,0	6,3	6,6	6,6	6,7
	81-05-03	-	-	-	-	6,9
	81-05-05	7,0	6,4	6,6	6,6	6,7
	81-05-10	-	-	-	-	6,5
	81-06-10	7,1	6,5	6,8	6,6	6,8
	81-07-08	7,2	6,7	7,0	6,8	6,9
	81-08-03	7,0	6,6	6,8	6,8	6,7
Conductivité (µS/cm, 25°C)	81-01-20	39	38	38	23	27
	81-02-17	33	26	34	23	27
	81-03-17	30	22	27	21	25
	81-03-25	30	21	27	21	24
	81-04-01	31	22	28	22	23
	81-04-05	-	-	-	-	23
	81-04-08	30	22	31	23	25
	81-04-12	-	-	-	-	23
	81-04-16	29	21	26	21	23
	81-04-19	-	-	-	-	23
	81-04-22	26	19	22	18	19
	81-04-26	-	-	-	-	21
	81-04-29	26	20	23	19	19
	81-05-03	-	-	-	-	23
	81-05-05	24	19	19	19	19
	81-05-10	-	-	-	-	19
	81-06-10	25	20	25	20	20
	81-07-08	40	20	25	20	20
	81-08-03	-	-	-	-	-
C. organique (C, mg/L)	81-01-20	2,2	2,7	5,1	2,2	1,3
	81-02-17	11,3	8,8	10,4	9,9	8,4
	81-03-17	7,0	4,7	9,0	6,3	5,9
	81-03-25	6,0	4,1	9,2	7,0	6,8
	81-04-01	6,5	5,2	9,9	8,3	7,3
	81-04-05	-	-	-	-	5,4
	81-04-08	5,4	5,4	7,2	6,5	6,3
	81-04-12	-	-	-	-	7,4
	81-04-16	5,8	5,8	8,9	7,1	7,1
	81-04-19	-	-	-	-	6,0
	81-04-22	5,8	6,3	8,0	6,8	6,0
	81-04-26	-	-	-	-	20,5
	81-04-29	6,5	6,8	7,9	7,2	6,9
	81-05-03	-	-	-	-	6,9
	81-05-05	6,1	7,7	8,5	8,6	8,0
	81-05-10	-	-	-	-	7,2
	81-06-10	5,8	5,5	4,3	6,0	5,8
	81-07-08	3,9	0,2	0,9	5,9	6,1
	81-08-03	3,7	3,1	4,6	4,7	3,5

ANNEXE 1.1 (Suite)

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
C. inorganique (C, mg/L)	81-01-20	4,0	2,0	4,0	3,0	3,0
	81-02-17	3,3	1,8	3,1	2,4	2,5
	81-03-17	2,2	1,3	1,5	1,4	1,6
	81-03-25	1,5	0,5	1,4	0,9	1,2
	81-04-01	1,6	1,8	1,2	0,7	1,0
	81-04-05	-	-	-	-	0,5
	81-04-08	0,6	0,1	0,6	0,4	0,6
	81-04-12	-	-	-	-	0,7
	81-04-16	1,3	0,1	1,0	0,6	0,7
	81-04-19	-	-	-	-	0,9
	81-04-22	1,0	0,6	1,0	0,6	0,8
	81-04-26	-	-	-	-	3,5
	81-04-29	1,3	0,5	1,0	0,7	0,8
	81-05-03	-	-	-	-	1,0
	81-05-05	1,3	0,6	0,8	0,6	0,7
	81-05-10	-	-	-	-	0,7
	81-06-10	1,2	< 0,1	2,2	0,3	1,2
	81-07-08	2,0	4,4	6,7	0,3	0,2
	81-08-03	1,8	0,6	1,4	0,8	2,6
Alcalinité ($CaCO_3$, mg/L)	81-01-20	13,8	6,1	9,2	4,1	7,7
	81-02-17	13,3	5,5	9,7	5,3	8,0
	81-03-17	7,9	4,3	7,2	4,1	6,3
	81-03-25	8,9	3,6	6,8	3,8	6,5
	81-04-01	8,6	3,8	7,0	4,2	5,4
	81-04-05	-	-	-	-	5,5
	81-04-08	6,4	2,2	6,8	4,5	5,0
	81-04-12	-	-	-	-	4,4
	81-04-16	9,1	3,8	5,7	6,2	5,2
	81-04-19	-	-	-	-	5,7
	81-04-22	6,4	3,5	5,4	6,0	4,9
	81-04-26	-	-	-	-	3,3
	81-04-29	6,3	3,0	4,8	2,4	3,8
	81-05-03	-	-	-	-	6,3
	81-05-05	6,2	1,5	5,6	2,9	3,8
	81-05-10	-	-	-	-	5,4
	81-06-10	5,9	0,4	5,0	1,6	5,9
	81-07-08	9,2	2,7	5,6	2,9	4,0
	81-08-03	10,2	4,0	6,4	3,9	8,0
Turbidité (SiO_2, mg/L)	81-01-20	2,50	2,20	2,50	2,50	2,20
	81-02-17	1,15	1,25	4,00	1,50	1,65
	81-03-17	1,25	1,15	1,15	1,15	1,25
	81-03-25	1,10	0,60	0,90	0,50	1,25
	81-04-01	0,70	1,40	0,70	1,30	0,70
	81-04-05	-	-	-	-	2,10
	81-04-08	0,58	0,67	0,96	0,86	0,74
	81-04-12	-	-	-	-	0,50
	81-04-16	0,60	0,31	0,65	0,37	0,49
	81-04-19	-	-	-	-	0,44
	81-04-22	0,28	0,38	0,60	0,36	0,45
	81-04-26	-	-	-	-	2,00
	81-04-29	0,34	0,41	0,43	0,37	0,54
	81-05-03	-	-	-	-	-
	81-05-05	0,32	0,80	1,10	0,60	1,60
	81-05-10	-	-	-	-	1,70
	81-06-10	0,70	1,50	1,00	1,30	0,70
	81-07-08	0,37	0,54	0,77	0,46	0,53
	81-08-03	0,40	0,40	0,55	0,53	0,56

ANNEXE 1.1 (Suite)

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
Couleur vraie (Hazen)	81-01-20	5	10	30	30	10
	81-02-17	30	25	45	40	35
	81-03-17	30	25	55	40	40
	81-03-25	35	30	55	40	40
	81-04-01	35	30	45	40	40
	81-04-05	-	-	-	-	40
	81-04-08	30	30	40	35	35
	81-04-12	-	-	-	-	40
	81-04-16	25	25	40	35	30
	81-04-19	-	-	-	-	30
	81-04-22	25	25	40	40	40
	81-04-26	-	-	-	-	50
	81-04-29	30	40	50	45	40
	81-05-03	-	-	-	-	35
	81-05-05	20	30	40	40	30
	81-05-10	-	-	-	-	30
	81-06-10	25	25	30	30	25
	81-07-08	20	10	30	30	30
	81-08-03	10	20	30	30	40
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$, mg/L)	81-01-20	0,64	0,84	0,58	1,25	0,70
	81-02-17	0,59	0,46	0,16	0,53	0,30
	81-03-17	0,64	0,67	0,33	0,52	0,50
	81-03-25	0,76	0,71	0,66	0,68	0,48
	81-04-01	0,64	0,64	0,36	0,55	0,59
	81-04-05	-	-	-	-	0,20
	81-04-08	0,13	0,22	0,10	0,18	0,15
	81-04-12	-	-	-	-	0,99
	81-04-16	0,54	1,14	0,41	0,65	0,61
	81-04-19	-	-	-	-	0,30
	81-04-22	0,73	0,96	0,58	0,80	0,76
	81-04-26	-	-	-	-	0,29
	81-04-29	0,43	0,96	0,29	0,70	0,58
	81-05-03	-	-	-	-	0,40
	81-05-05	0,37	0,85	0,14	0,55	0,39
	81-05-10	-	-	-	-	0,51
	81-06-10	0,29	0,28	0,16	0,40	0,29
	81-07-08	0,27	0,39	0,19	0,26	0,21
	81-08-03	0,22	0,25	0,07	0,24	0,19
Ammonium ($N\text{-}NH_4^+$, mg/L)	81-01-20	0,11	0,05	0,01	0,06	<0,01
	81-02-17	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04
	81-03-17	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	81-03-25	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	81-04-01	0,04	0,01	0,01	<0,01	<0,01
	81-04-05	-	-	-	-	0,07
	81-04-08	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	81-04-12	-	-	-	-	0,01
	81-04-16	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02
	81-04-19	-	-	-	-	<0,01
	81-04-22	0,06	0,02	0,03	0,01	<0,01
	81-04-26	-	-	-	-	0,01
	81-04-29	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
	81-05-03	-	-	-	-	0,02
	81-05-05	<0,01	0,02	<0,01	0,06	0,08
	81-05-10	-	-	-	-	0,09
	81-06-10	0,05	0,05	0,14	0,08	0,05
	81-07-08	0,03	0,05	0,07	0,02	0,04
	81-08-03	0,05	0,05	0,09	0,04	0,04

ANNEXE 1.1 (Suite)

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
Chlorures (Cl^-, mg/L)	81-01-20	0,47	0,62	1,00	0,47	0,55
	81-02-17	0,97	1,27	0,74	1,71	1,79
	81-03-17	0,56	0,64	1,00	0,64	0,80
	81-03-25	0,77	0,60	1,28	0,68	0,94
	81-04-01	0,71	0,67	1,33	0,58	0,92
	81-04-05	-	-	-	-	0,49
	81-04-08	0,57	0,57	1,31	0,57	0,90
	81-04-12	-	-	-	-	0,74
	81-04-16	0,41	0,40	1,24	0,41	0,74
	81-04-19	-	-	-	-	0,49
	81-04-22	0,33	0,41	1,24	0,41	0,83
	81-04-26	-	-	-	-	0,74
	81-04-29	0,33	0,41	1,16	0,41	0,83
	81-05-03	-	-	-	-	0,90
	81-05-05	0,50	0,50	1,08	0,40	0,50
	81-05-10	-	-	-	-	0,58
	81-06-10	0,50	0,50	1,10	0,59	0,50
	81-07-08	0,30	0,20	0,80	0,50	0,40
	81-08-03	0,63	0,63	1,00	0,89	1,00
Sulfates (SO_4^{-2}, mg/L)	81-01-20	7,9	8,2	8,6	4,0	6,4
	81-02-17	9,2	7,9	9,0	9,2	9,0
	81-03-17	4,3	2,5	2,5	3,4	4,3
	81-03-25	2,0	1,7	2,9	2,0	2,9
	81-04-01	2,9	3,0	2,9	1,4	1,6
	81-04-05	-	-	-	-	4,8
	81-04-08	3,6	4,2	3,1	2,9	2,8
	81-04-12	-	-	-	-	2,5
	81-04-16	4,8	4,2	4,8	4,2	4,2
	81-04-19	-	-	-	-	8,5
	81-04-22	6,6	4,4	6,4	3,6	4,0
	81-04-26	-	-	-	-	2,4
	81-04-29	3,7	3,0	2,8	2,7	3,0
	81-05-03	-	-	-	-	2,7
	81-05-05	3,8	4,0	3,1	2,8	3,1
	81-05-10	-	-	-	-	2,6
	81-06-10	4,0	1,6	1,5	1,3	4,0
	81-07-08	3,2	1,5	1,4	1,5	1,4
	81-08-03	3,8	3,4	2,5	6,2	2,8
Sodium (Na^+, mg/L)	81-01-20	1,68	1,48	2,90	1,95	1,64
	81-02-17	1,46	1,40	2,64	1,62	2,58
	81-03-17	1,38	1,43	1,85	1,33	1,68
	81-03-25	1,45	2,75	2,35	1,15	2,15
	81-04-01	0,70	0,90	1,10	0,70	1,22
	81-04-05	-	-	-	-	2,62
	81-04-08	2,40	2,27	1,95	2,03	1,68
	81-04-12	-	-	-	-	2,07
	81-04-16	0,54	0,46	1,28	0,50	1,08
	81-04-19	-	-	-	-	1,24
	81-04-22	0,62	0,48	0,92	1,00	0,86
	81-04-26	-	-	-	-	1,18
	81-04-29	0,42	0,28	0,80	0,28	0,32
	81-05-03	-	-	-	-	1,92
	81-05-05	0,70	0,56	1,02	0,56	0,56
	81-05-10	-	-	-	-	1,08
	81-06-10	1,36	1,00	3,15	1,45	1,45
	81-07-08	0,90	0,75	1,15	0,55	0,80
	81-08-03	2,83	1,58	1,58	2,13	2,25

ANNEXE 1.1 (Suite)

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
Potassium (K^+, mg/L)	81-01-20	0,78	0,52	0,94	1,30	0,73
	81-02-17	0,33	0,61	0,44	0,45	0,67
	81-03-17	0,62	0,57	1,07	0,63	0,65
	81-03-25	0,33	0,33	0,38	0,35	0,27
	81-04-01	0,20	0,20	0,40	0,20	0,30
	81-04-05	-	-	-	-	0,46
	81-04-08	0,57	0,55	0,76	0,60	0,58
	81-04-12	-	-	-	-	0,66
	81-04-16	0,15	0,30	0,65	0,40	0,60
	81-04-19	-	-	-	-	0,25
	81-04-22	0,18	0,25	0,50	0,45	0,43
	81-04-26	-	-	-	-	0,25
	81-04-29	0,10	0,20	0,50	0,38	0,28
	81-05-03	-	-	-	-	0,67
	81-05-05	0,18	0,40	0,33	0,25	0,28
	81-05-10	-	-	-	-	0,32
	81-06-10	0,67	0,64	0,87	0,77	0,76
	81-07-08	0,97	0,80	1,27	1,14	1,00
	81-08-03	1,56	0,73	0,74	0,63	0,81
Calcium (Ca^{+2}, mg/L)	81-01-20	5,3	2,7	4,1	2,4	3,2
	81-02-17	4,8	2,8	4,1	3,0	3,9
	81-03-17	3,8	2,2	3,1	2,2	2,8
	81-03-25	9,6	6,0	8,5	9,3	7,5
	81-04-01	2,0	4,0	1,6	1,2	1,4
	81-04-03	-	-	-	-	1,3
	81-04-08	6,5	5,4	5,4	2,7	4,4
	81-04-12	-	-	-	-	4,8
	81-04-16	4,2	2,2	3,2	2,6	3,0
	81-04-19	-	-	-	-	1,8
	81-04-22	4,2	2,9	3,0	2,0	3,4
	81-04-26	-	-	-	-	1,4
	81-04-29	2,2	1,4	2,0	1,6	1,6
	81-05-03	-	-	-	-	2,7
	81-05-05	2,3	1,4	1,8	1,4	1,6
	81-05-10	-	-	-	-	1,8
	81-06-10	4,8	2,6	2,6	2,6	3,3
	81-07-08	3,2	1,3	2,1	1,4	1,6
	81-08-03	7,4	2,7	3,6	2,4	3,9
Magnésium (Mg^{+2}, mg/L)	81-01-20	1,10	0,84	0,95	0,84	1,05
	81-02-17	0,70	0,63	0,78	0,67	0,80
	81-03-17	0,60	0,63	0,65	0,73	0,80
	81-03-25	1,05	0,95	1,10	1,05	1,10
	81-04-01	0,42	0,68	0,40	0,40	0,42
	81-04-05	-	-	-	-	1,17
	81-04-08	1,17	1,40	1,15	1,10	1,10
	81-04-12	-	-	-	-	1,20
	81-04-16	0,42	0,30	0,38	0,42	0,44
	81-04-19	-	-	-	-	0,46
	81-04-22	0,45	0,39	0,37	0,45	0,45
	81-04-26	-	-	-	-	0,44
	81-04-29	0,40	0,41	0,44	0,42	0,39
	81-05-03	-	-	-	-	1,07
	81-05-05	0,45	0,44	0,43	0,46	0,45
	81-05-10	-	-	-	-	0,49
	81-06-10	0,89	0,70	1,69	0,84	0,95
	81-07-08	1,90	1,00	1,50	1,40	1,20
	81-08-03	1,38	0,86	0,98	1,03	1,16

ANNEXE 1.1 (Suite)

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
Fer	81-01-20	113	137	164	283	210
(Fe, µg/L)	81-02-17	3	74	174	73	240
	81-03-17	110	60	60	52	188
	81-03-25	133	432	176	105	91
	81-04-01	165	69	343	338	172
	81-04-05	-	-	-	-	145
	81-04-08	140	75	228	200	355
	81-04-12	-	-	-	-	308
	81-04-16	168	73	110	183	290
	81-04-19	-	-	-	-	256
	81-04-22	83	263	110	325	258
	81-04-26	-	-	-	-	230
	81-04-29	118	75	453	418	468
	81-05-03	-	-	-	-	376
	81-05-05	125	205	113	150	113
	81-05-10	-	-	-	-	348
	81-06-10	43	90	216	107	107
	81-07-08	78	25	87	75	390
	81-08-03	240	286	100	34	209
Manganèse	81-01-20	2,1	8,3	5,7	4,6	4,3
(Mn, µg/L)	81-02-17	2,6	1,7	6,2	4,4	3,2
	81-03-17	2,0	2,2	10,0	6,8	5,0
	81-03-25	0,6	1,0	7,0	6,6	6,5
	81-04-01	3,3	0,3	8,4	12,6	6,3
	81-04-05	-	-	-	-	10,0
	81-04-08	12,2	12,2	9,2	10,3	12,2
	81-04-12	-	-	-	-	15,0
	81-04-16	8,0	10,0	15,2	12,8	12,5
	81-04-19	-	-	-	-	7,6
	81-04-22	2,4	5,5	10,5	21,0	11,8
	81-04-26	-	-	-	-	14,0
	81-04-29	1,6	5,5	8,0	12,5	14,0
	81-05-03	-	-	-	-	9,5
	81-05-05	2,1	14,9	6,3	10,3	14,9
	81-05-10	-	-	-	-	31,0
	81-06-10	4,8	7,5	7,7	14,0	10,0
	81-07-08	8,6	8,0	8,6	12,7	10,4
	81-08-03	15,0	9,0	7,8	13,3	13,3
Aluminium	81-01-20	36	118	51	51	52
(Al, µg/L)	81-02-17	16	20	121	47	53
	81-03-17	69	47	96	33	85
	81-03-25	68	156	188	94	181
	81-04-01	82	56	118	94	113
	81-04-05	-	-	-	-	800
	81-04-08	123	132	176	92	244
	81-04-12	-	-	-	-	248
	81-04-16	62	139	194	136	176
	81-04-19	-	-	-	-	182
	81-04-22	62	106	122	70	131
	81-04-26	-	-	-	-	216
	81-04-29	87	80	101	112	148
	81-05-03	-	-	-	-	39
	81-05-05	98	194	180	174	290
	81-05-10	-	-	-	-	894
	81-06-10	112	174	190	236	194
	81-07-08	112	139	147	93	150
	81-08-03	176	177	67	64	86

ANNEXE 1.1 (Suite)

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
Cadmium	81-01-20	<0,1	0,2	0,2	<0,1	<0,1
(Cd, µg/L)	81-02-17	0,3	0,2	<0,1	<0,1	<0,1
	81-03-17	0,1	0,1	0,3	<0,1	<0,1
	81-03-25	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	81-04-01	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,7
	81-04-05	-	-	-	-	0,2
	81-04-08	<0,1	0,4	0,3	<0,1	0,1
	81-04-12	-	-	-	-	0,2
	81-04-16	<0,1	0,2	0,7	1,1	0,2
	81-04-19	-	-	-	-	<0,1
	81-04-22	0,2	0,2	0,2	0,3	<0,1
	81-04-26	-	-	-	-	<0,1
	81-04-29	<0,1	0,2	0,7	0,4	<0,1
	81-05-03	-	-	-	-	<0,1
	81-05-05	<0,1	0,1	<0,1	0,1	<0,1
	81-05-10	-	-	-	-	<0,1
	81-06-10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	81-07-08	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	81-08-03	0,6	0,4	<0,1	<0,1	0,3
Cuivre	81-01-20	<1	<1	<1	<1	<1
(Cu, µg/L)	81-02-17	<1	<1	<1	<1	<2,5
	81-03-17	<1	<1	1,8	<1	<1
	81-03-25	9,0	12,0	1,0	6,2	1,4
	81-04-01	<1,0	<1,0	1,4	<1,0	<1,0
	81-04-05	-	-	-	-	15,0
	81-04-08	2,5	2,5	2,0	2,0	1,0
	81-04-12	-	-	-	-	14,0
	81-04-16	2,3	<1,0	18,0	4,3	6,0
	81-04-19	-	-	-	-	1,0
	81-04-22	2,3	7,7	13,0	<1,0	17,0
	81-04-26	-	-	-	-	1,2
	81-04-29	22,0	8,7	33,0	6,5	1,0
	81-05-03	-	-	-	-	7,2
	81-05-05	1,5	<1,0	1,6	<1,0	<1,0
	81-05-10	-	-	-	-	27,5
	81-06-10	2,5	14,3	13,5	9,7	4,5
	81-07-08	<1,0	2,2	<1,0	<1,0	1,7
	81-08-03	2,8	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Zinc	81-01-20	13,2	1,6	5,2	3,8	<0,05
(Zn, µg/L)	81-02-17	8,1	<0,1	4,2	18,2	<0,05
	81-03-17	16,4	30,8	30,0	52,0	30,8
	81-03-25	32,5	30,0	27,8	30,2	27,5
	81-04-01	6,7	14,9	8,3	10,0	5,5
	81-04-05	-	-	-	-	6,3
	81-04-08	7,2	4,9	5,9	3,9	11,9
	81-04-12	-	-	-	-	4,8
	81-04-16	7,8	5,0	8,3	7,0	2,9
	81-04-19	-	-	-	-	13,4
	81-04-22	9,0	7,5	14,4	7,8	6,7
	81-04-26	-	-	-	-	10,6
	81-04-29	9,7	10,2	10,2	9,3	7,1
	81-05-03	-	-	-	-	3,9
	81-05-05	2,1	2,8	2,1	2,9	3,0
	81-05-10	-	-	-	-	4,8
	81-06-10	2,0	4,1	45,0	3,4	3,0
	81-07-08	1,7	4,8	2,3	3,4	3,3
	81-08-03	1,6	7,3	<0,1	0,6	3,2

ANNEXE 1.1 (Suite)

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
Nickel (Ni, µg/L)	81-01-20	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	81-02-17	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,0
	81-03-17	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	81-03-25	4,0	<1,0	7,0	<1,0	<1,0
	81-04-01	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	81-04-05	-	-	-	-	12,0
	81-04-08	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	81-04-12	-	-	-	-	-
	81-04-16	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	81-04-19	-	-	-	-	<1,0
	81-04-22	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	81-04-26	-	-	-	-	<1,0
	81-04-29	<1,0	<1,0	14,0	<1,0	<1,0
	81-05-03	-	-	-	-	6,3
	81-05-05	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	81-05-10	-	-	-	-	9,8
	81-06-10	3,0	7,0	5,0	3,0	3,0
	81-07-08	3,0	<1,0	<1,0	3,0	7,0
	81-08-03	4,0	<1,0	<1,0	5,0	<1,0
Plomb (Pb, µg/L)	81-01-20	3	11	3	5	5
	81-02-17	<1	20	15	6	4
	81-03-17	9	9	7	7	15
	81-03-25	30	15	11	18	25
	81-04-01	2	3	2	6	2
	81-04-05	-	-	-	-	<1
	81-04-08	7	6	4	1	6
	81-04-12	-	-	-	-	<1
	81-04-16	<1	2	2	5	4
	81-04-19	-	-	-	-	2
	81-04-22	3	4	4	4	4
	81-04-26	-	-	-	-	<1
	81-04-29	4	4	10	2	3
	81-05-03	-	-	-	-	12
	81-05-05	4	1	4	3	3
	81-05-10	-	-	-	-	5
	81-06-10	4	2	4	<1	<1
	81-07-08	1	<1	<1	<1	19
	81-08-03	2	<1	<1	12	2
Mercure (Hg, µg/L)	81-01-20	-	-	-	-	-
	81-02-17	0,9	0,8	2,4	0,8	2,1
	81-03-17	<0,2	<0,2	0,5	<0,2	<0,2
	81-03-25	0,3	0,5	0,3	0,5	0,4
	81-04-01	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	81-04-05	-	-	-	-	0,4
	81-04-08	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	81-04-12	-	-	-	-	<0,1
	81-04-16	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	81-04-19	-	-	-	-	<0,1
	81-04-22	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	81-04-26	-	-	-	-	<0,1
	81-04-29	<0,1	0,4	<0,1	<0,1	<0,1
	81-05-03	-	-	-	-	<0,1
	81-05-05	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	81-05-10	-	-	-	-	<0,1
	81-06-10	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
	81-07-08	0,3	0,1	0,1	0,3	0,9
	81-08-03	-	-	-	-	-

ANNEXE 1.2

Résultats bruts concernant la neige au sol recueillie à proximité de quatre rivières à saumons de la Côte-Nord du fleuve St-Laurent (1981).

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
pH (25°C)	81-01-20	4,5	4,5	4,4	4,6	4,6
	81-02-17	5,0	4,4	4,6	4,5	4,6
	81-03-17	4,7	4,9	5,8	4,9	4,6
	81-03-25	4,7	5,1	5,2	4,9	4,8
	81-04-01	4,9	5,0	4,8	4,0	4,7
	81-04-08	5,1	5,2	5,1	5,2	5,2
Hydrogène (H^+, µéq/L)	81-01-20	31,6	31,6	39,8	25,1	25,1
	81-02-17	10,0	39,8	25,1	31,6	25,1
	81-03-17	20,0	12,6	1,6	12,6	25,1
	81-03-25	20,0	7,9	6,3	12,6	15,9
	81-04-01	12,6	10,0	15,9	12,6	20,0
	81-04-08	7,9	6,3	7,9	6,3	6,3
Conductivité (µS/cm, 25°C)	81-01-20	10	14	13	6	8
	81-02-17	13	18	10	13	12
	81-03-17	6	7	12	6	11
	81-03-25	7	6	7	6	9
	81-04-01	5	4	8	4	5
	81-04-08	4	2	2	2	3
C. inorganique (C, mg/L)	81-01-20	<1	<1	<1	<1	<1
	81-02-17	<1	<1	<1	<1	<1
	81-03-17	<1	<1	<1	<1	<1
	81-03-25	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	81-04-01	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	81-04-08	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$, mg/L)	81-01-20	0,12	0,13	0,06	0,05	0,12
	81-02-17	0,13	0,36	0,22	0,13	0,15
	81-03-17	<0,01	0,09	0,10	0,08	0,05
	81-03-25	0,04	0,03	0,05	0,03	0,08
	81-04-01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,05
	81-04-08	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ammonium ($N\text{-}NH_4^+$, mg/L)	81-01-20	0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,03
	81-02-17	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01
	81-03-17	0,04	0,03	0,05	0,03	0,05
	81-03-25	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	81-04-01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	<0,01
	81-04-08	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Chlorures (Cl^-, mg/L)	81-01-20	0,16	0,19	0,70	0,23	0,31
	81-02-17	0,52	0,89	0,30	0,22	0,30
	81-03-17	0,32	0,24	0,72	0,24	0,56
	81-03-25	0,60	0,43	0,85	0,51	0,68
	81-04-01	0,25	0,25	0,58	0,25	0,43
	81-04-08	0,25	0,25	0,41	0,25	0,33
Sulfates (SO_4^{2-}, mg/L)	81-01-20	1,0	1,7	1,4	0,5	0,5
	81-02-17	1,1	1,2	0,9	<0,5	0,5
	81-03-17	1,0	1,3	1,7	1,3	1,3
	81-03-25	1,0	1,6	1,1	1,1	1,5
	81-04-01	0,5	0,5	1,0	0,4	0,5
	81-04-08	1,0	1,1	1,2	1,4	1,1

ANNEXE 1.2 (Suite)

Paramètre	Date	Station				
		PS-1	SM-1	PE-1	ES-1	ES-2
Sodium	81-01-20	0,52	0,25	0,62	0,30	0,34
(Na^+, mg/L)	81-02-17	0,20	1,20	0,50	0,25	0,65
	81-03-17	0,40	0,38	0,70	0,35	0,90
	81-03-25	0,80	0,65	1,15	0,85	1,30
	81-04-01	0,50	0,15	0,43	0,35	0,75
	81-04-08	0,32	0,43	1,10	0,56	0,63
Potassium	81-01-20	0,13	0,01	0,22	0,32	0,01
(K^+, mg/L)	81-02-17	0,08	0,01	0,23	0,46	0,66
	81-03-17	0,12	0,39	0,12	0,28	0,22
	81-03-25	0,10	0,19	0,19	0,24	0,13
	81-04-01	0,07	0,10	0,20	0,21	0,26
	81-04-08	0,10	0,22	0,34	0,32	0,54
Calcium	81-01-20	0,08	0,12	0,05	0,05	0,04
(Ca^{+2}, mg/L)	81-02-17	0,12	0,21	0,10	0,03	0,10
	81-03-17	0,60	0,51	0,18	0,01	0,16
	81-03-25	0,17	0,12	0,11	0,12	0,17
	81-04-01	0,16	0,13	0,13	0,10	0,19
	81-04-08	0,16	0,10	0,16	0,16	0,29
Magnésium	81-01-20	0,03	0,06	0,08	0,03	0,05
(Mg^{+2}, mg/L)	81-02-17	0,03	0,06	0,05	0,02	0,06
	81-03-17	0,04	0,18	0,16	0,01	0,22
	81-03-25	0,08	0,08	0,14	0,10	0,14
	81-04-01	0,01	0,02	0,05	0,02	0,07
	81-04-08	0,02	0,01	0,05	0,08	0,14

ANNEXE 1.3

Résultats bruts concernant les eaux de pluies recueillies à proximité de la Rivière des Escoumins (ES-2) en 1981.

Paramètre	Dates						
	81-04-05	81-04-12	81-04-16	81-04-19	81-04-29	81-05-03	81-05-10
pH (25°C)	4,3	3,9	3,8	4,2	4,6	4,5	4,1
Hydrogène (H^+, µéq/L)	50,1	125,9	158,5	63,1	25,1	31,6	79,4
Conductivité (µS/cm, 25°C)	38,0	60,0	8,0	35,0	10,0	19,0	-
C. inorganique (C, mg/L)	0,1	0,2	0,1	0,2	0,3	0,4	-
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$, mg/L)	0,45	-	0,67	0,92	0,16	0,08	0,64
Ammonium ($N\text{-}NH_4^+$, mg/L)	0,55	-	0,46	0,06	0,11	1,11	-
Chlorures (Cl^-, mg/L)	0,49	-	0,49	-	0,25	1,30	-
Sulfates (SO_4^{-2}, mg/L)	3,6	5,3	4,0	-	3,2	1,2	-
Sodium (Na^+, mg/L)	-	-	0,63	-	-	-	-
Potassium (K^+, mg/L)	-	-	0,36	-	-	-	-
Calcium (Ca^{+2}, mg/L)	-	-	0,55	-	-	-	-
Magnésium (Mg^{+2}, mg/L)	-	-	0,39	-	-	-	-

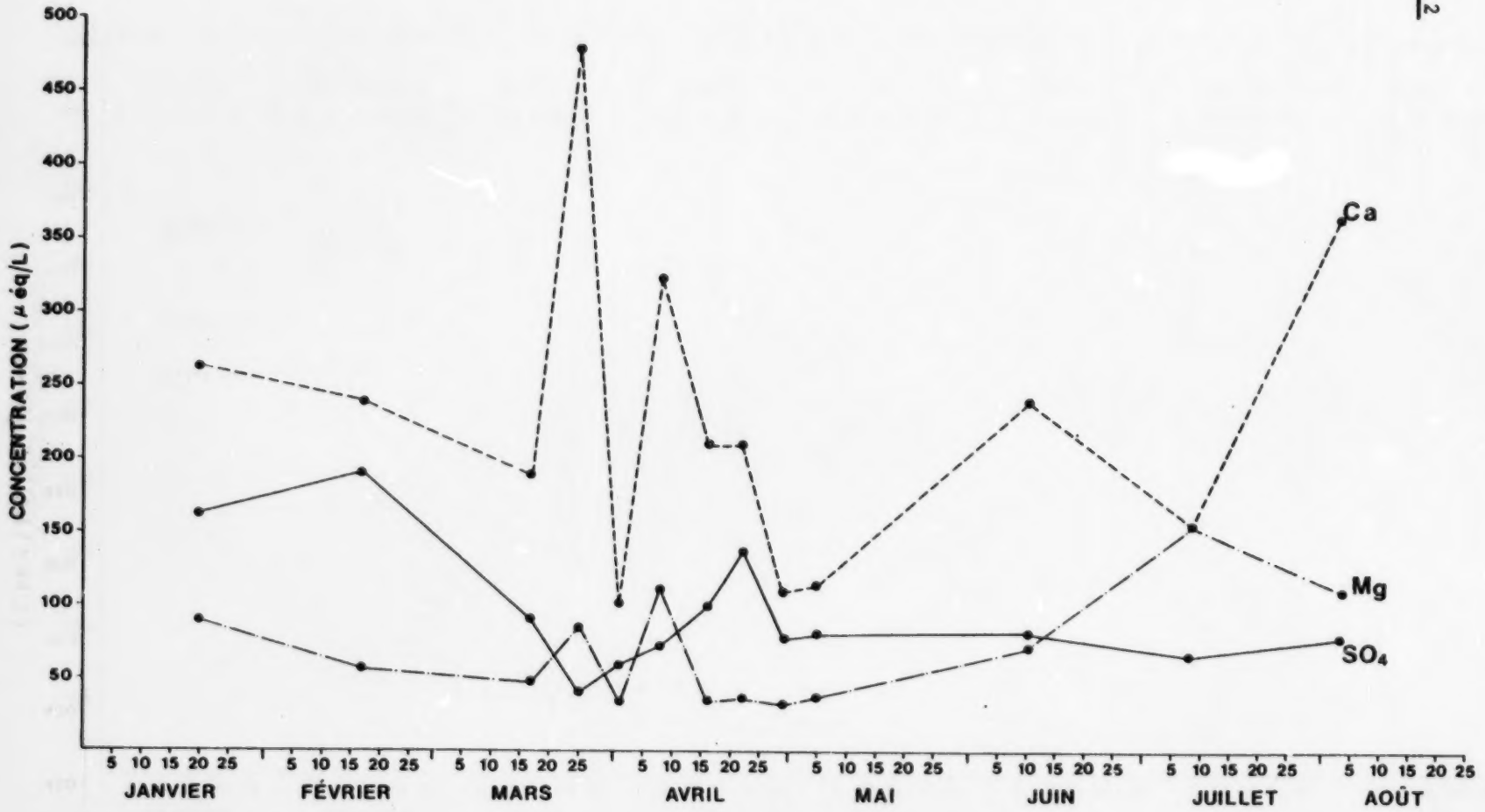


Figure 2.1. Evolution temporelle dans les concentrations de calcium, de magnésium et de sulfates pour la rivière Petit Saguenay (PS-1) au cours de l'année 1981.

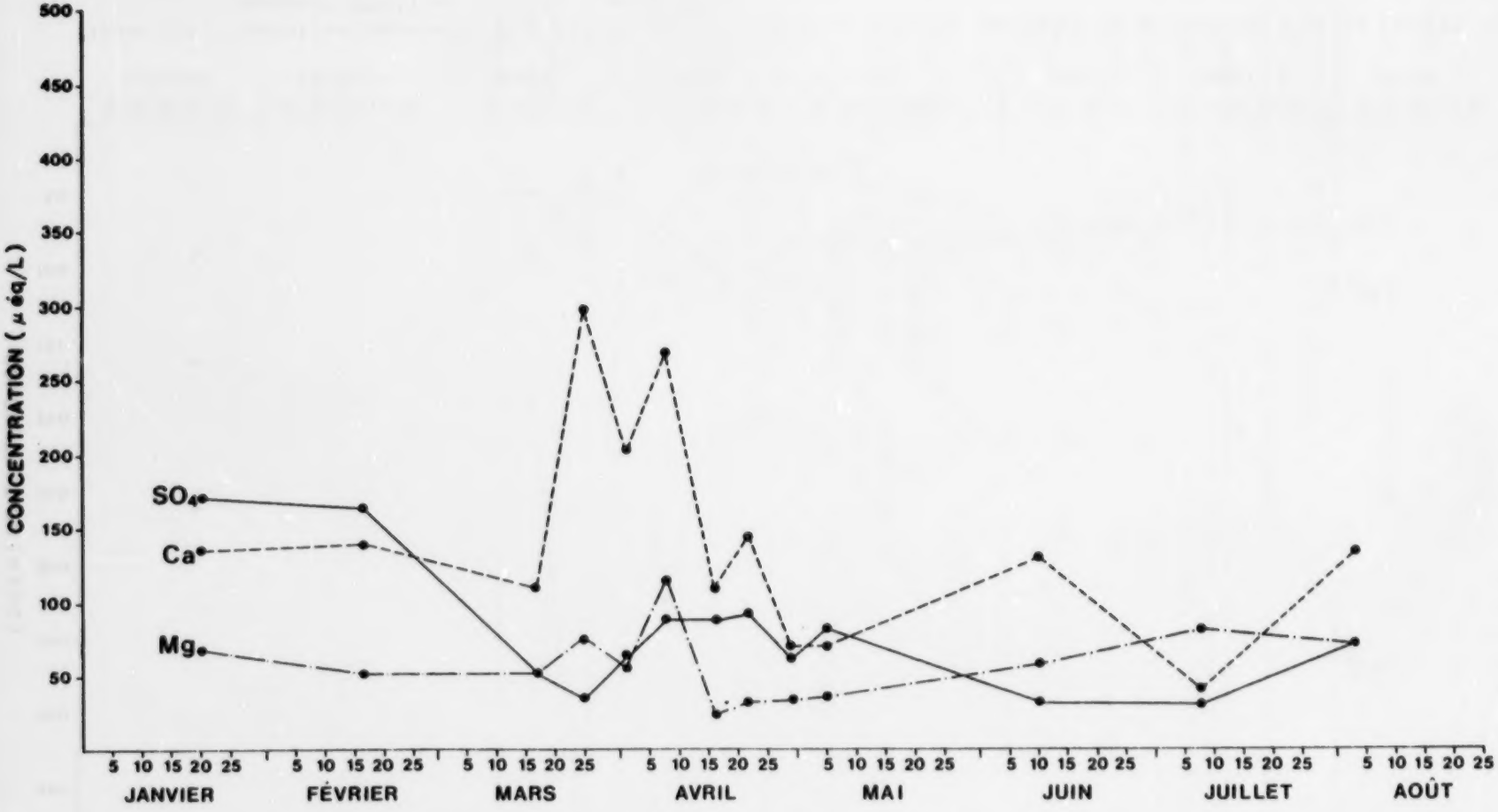


Figure 2.2. Evolution temporelle dans les concentrations de calcium, de magnésium et de sulfates pour la rivière Ste-Marguerite (SM-1) au cours de l'année 1981.

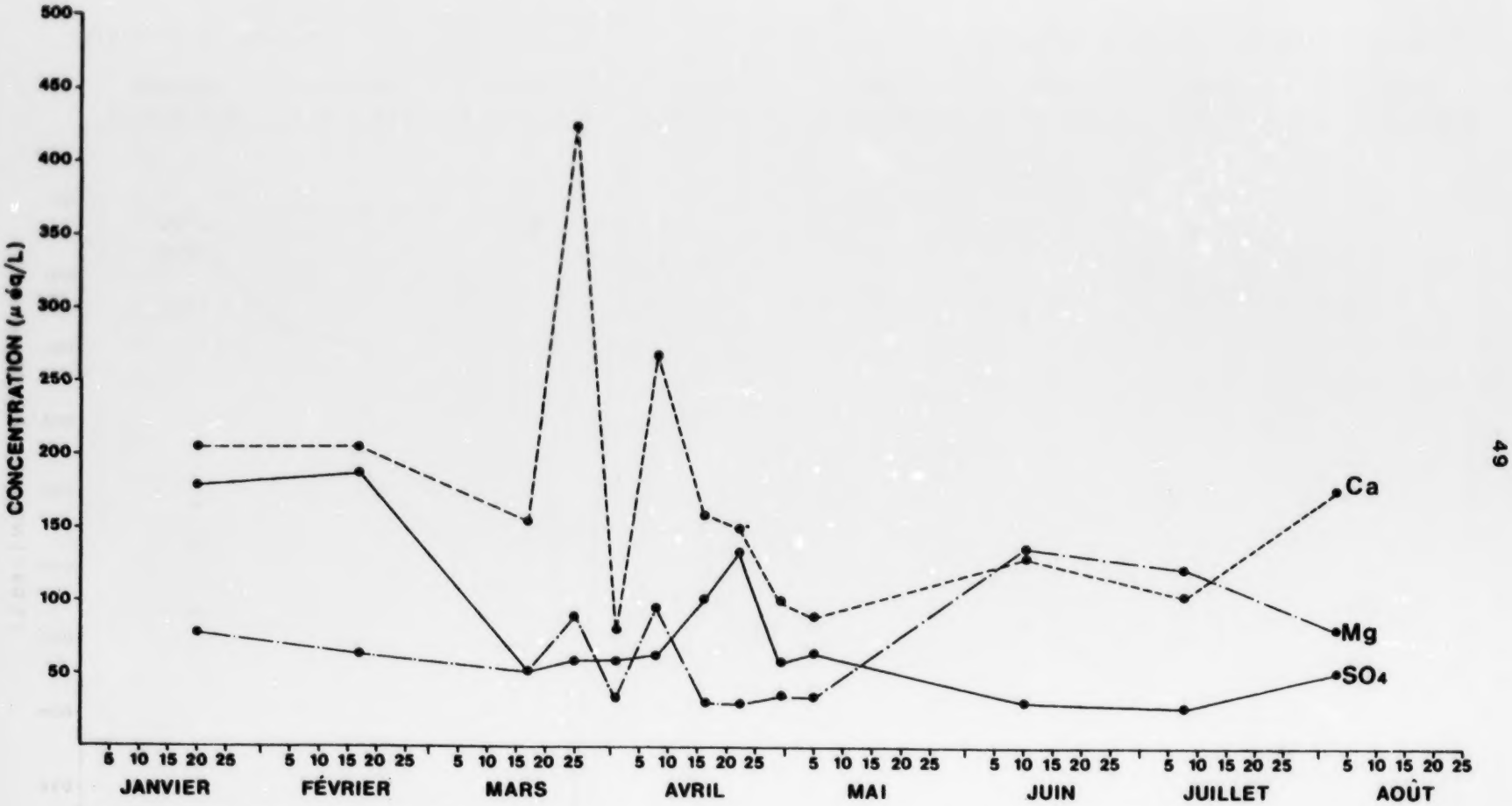


Figure 2.3. Evolution temporelle dans les concentrations de calcium, de magnésium et de sulfates pour la rivière des Petits Escoumins (PE-1).

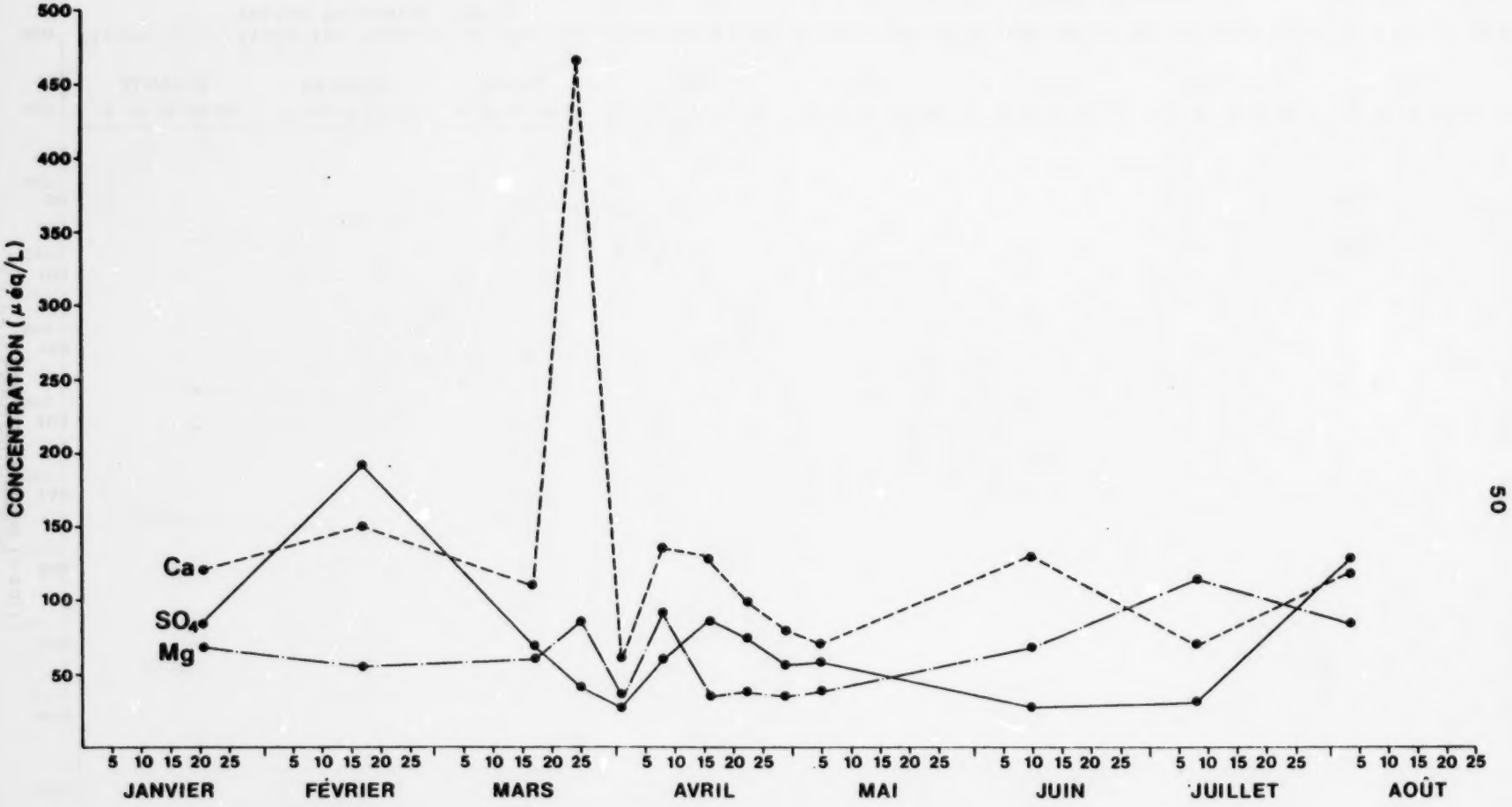


Figure 2.4. Evolution temporelle dans les concentrations de calcium, de magnésium et de sulfates pour la rivière Des Escoumins (ES-1) au cours de l'année 1981.

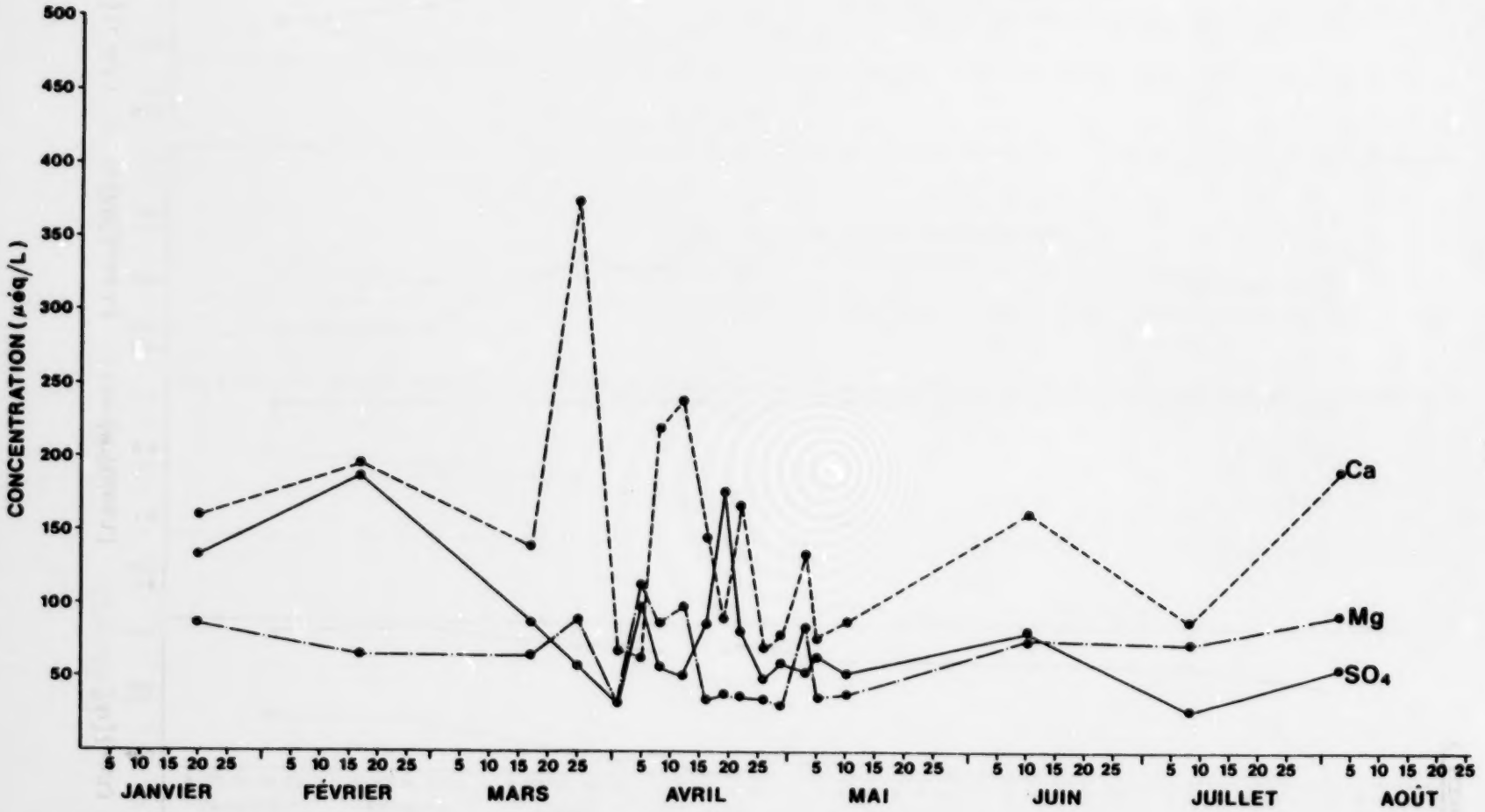


Figure 2.5. Evolution temporelle dans les concentrations de calcium, de magnésium et de sulfates pour la rivière Des Escoumins (ES-2) au cours de l'année 1981.

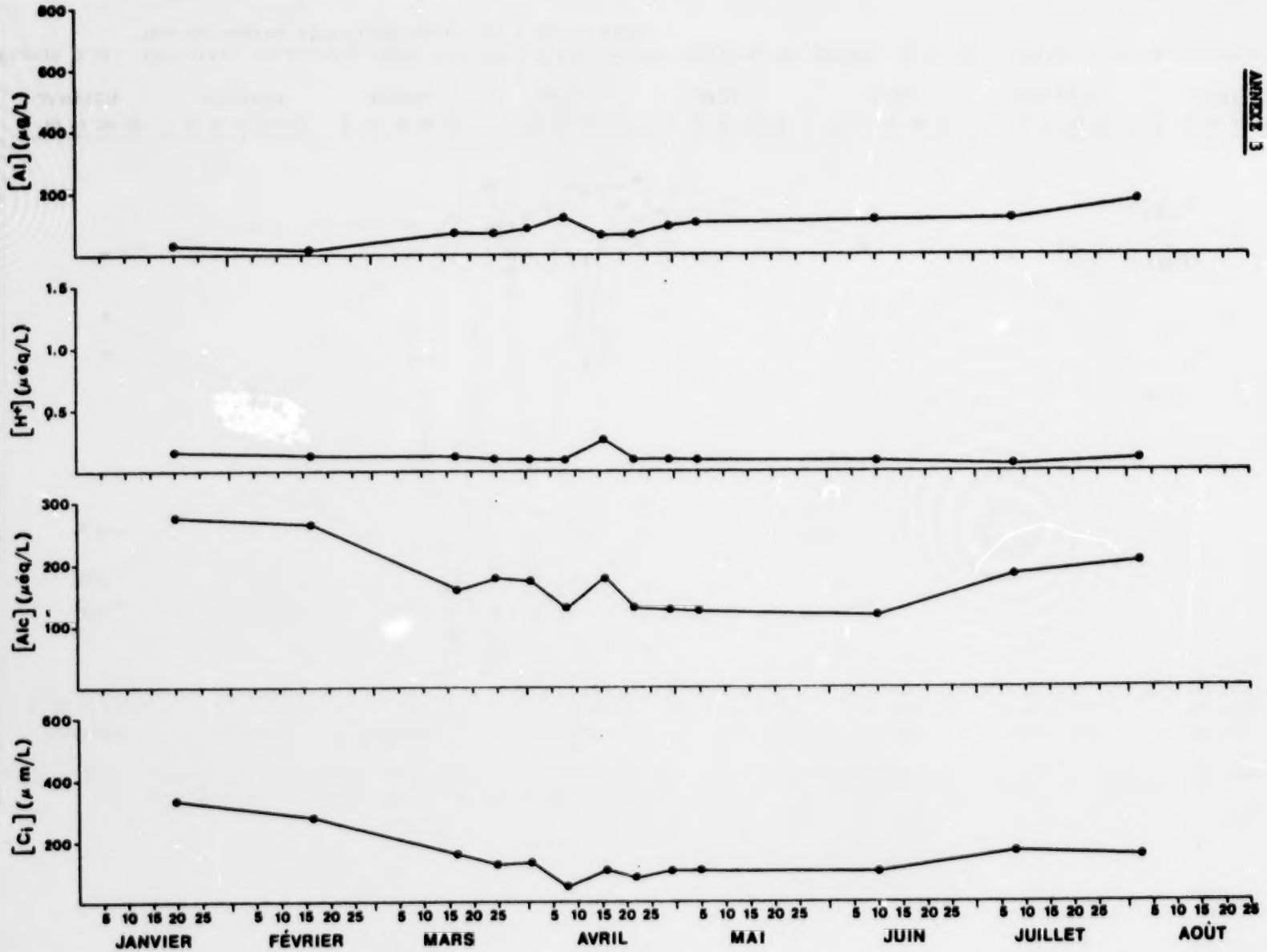


Figure 3.1. Evolution temporelle des concentrations d'aluminium, d'ions hydrogène, ainsi que de l'alcalinité et du carbone inorganique pour la rivière Petit Saguenay (PS-1) au cours de l'année 1981.

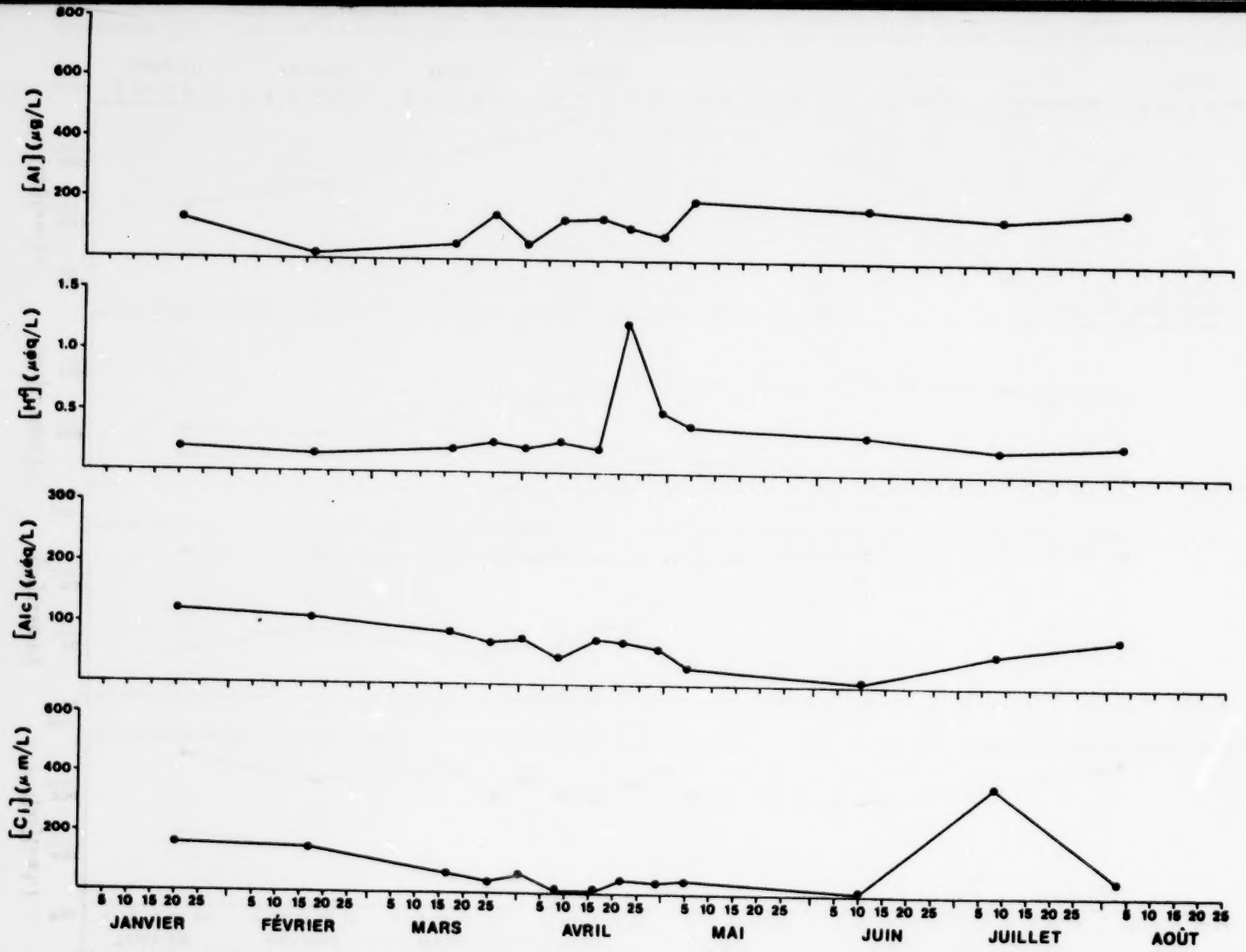


Figure 3.2. Evolution temporelle des concentrations d'aluminium, d'ions hydrogène, ainsi que de l'alcalinité et du carbone inorganique pour la rivière Ste-Marguerite (SM-1) au cours de l'année 1981.

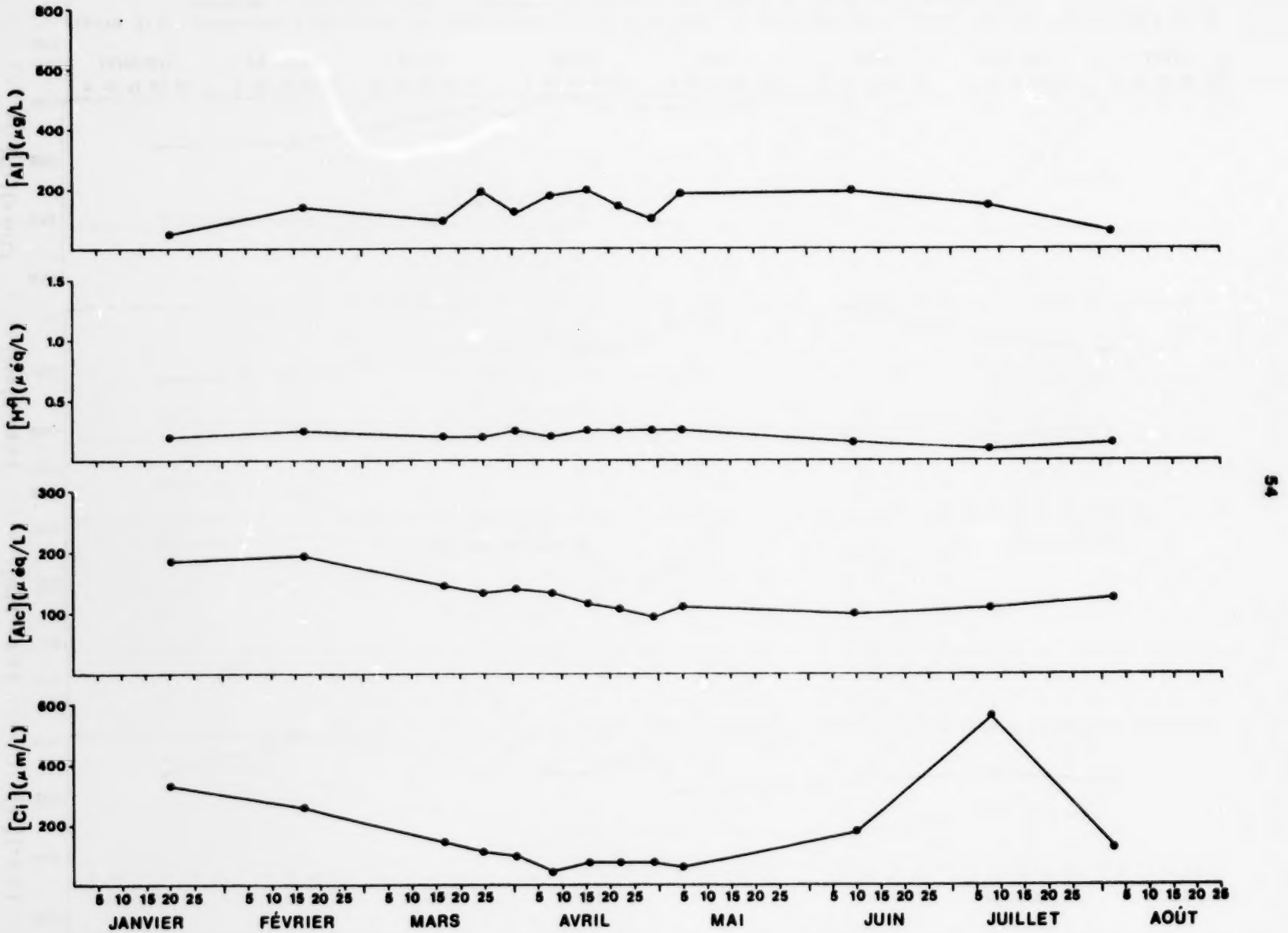


Figure 3.3. Evolution temporelle des concentrations d'aluminium, d'ions hydrogène, ainsi que de l'alcalinité et du carbone inorganique pour la rivière des Petits Escoumins (PE-1) au cours de l'année 1981.

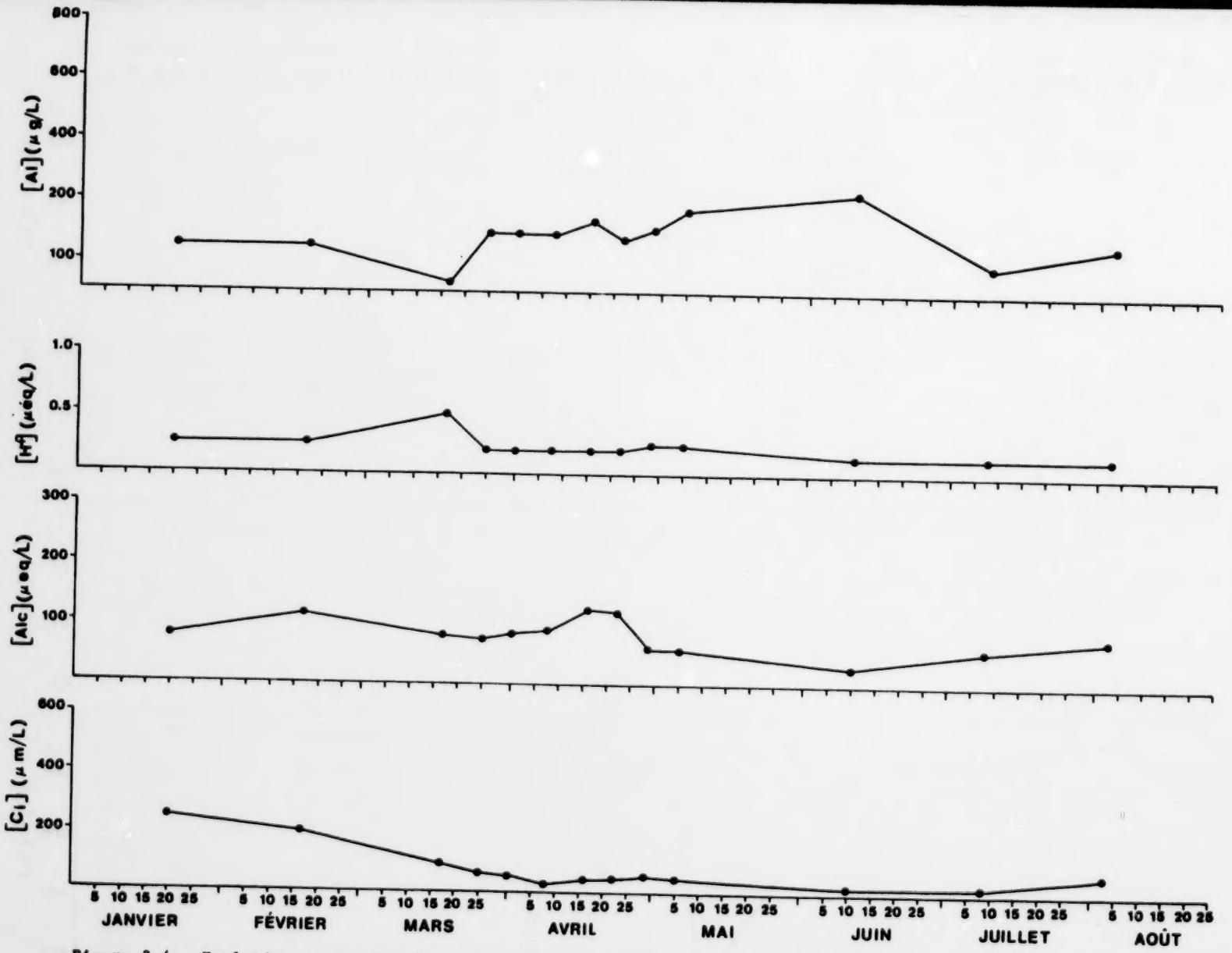
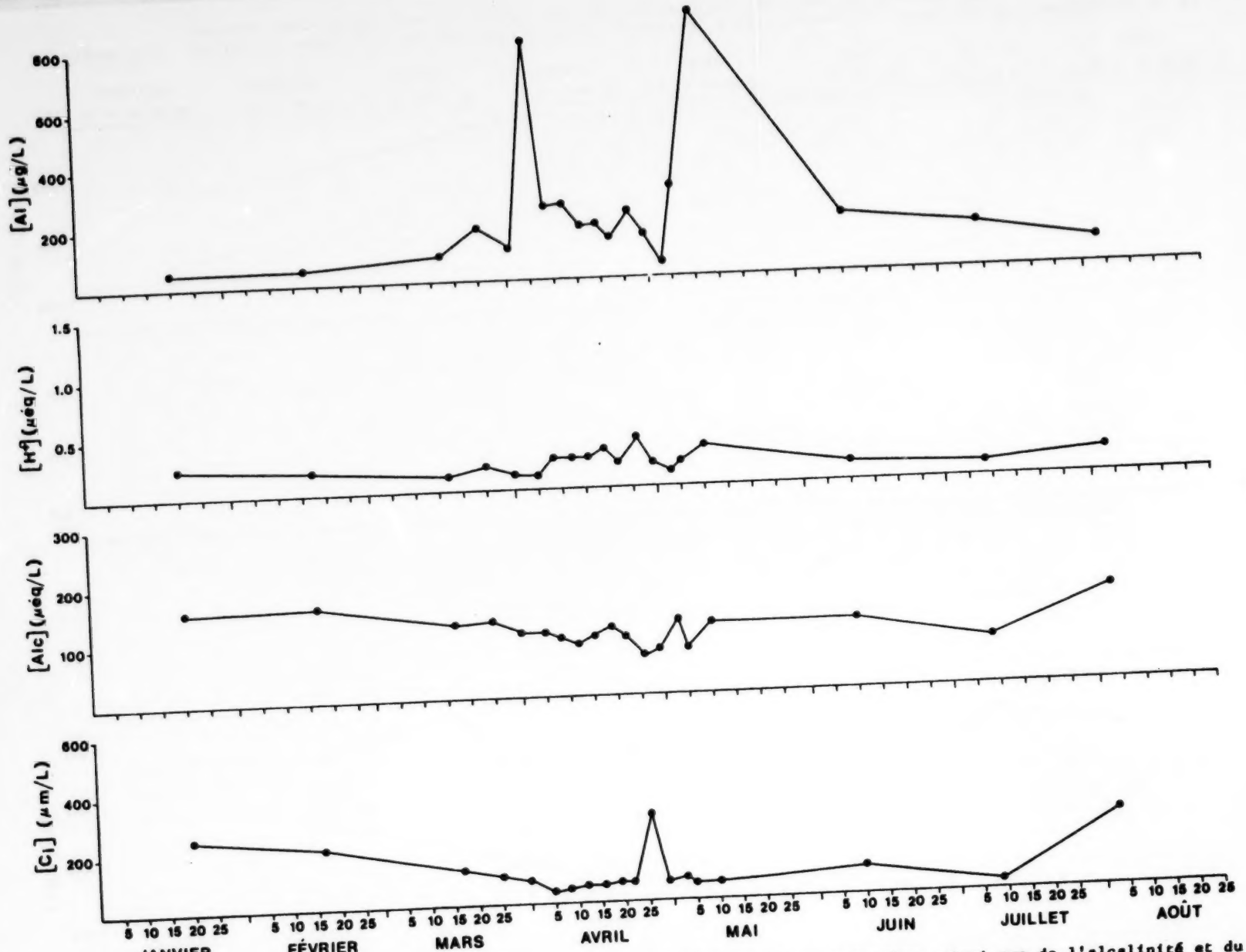


Figure 3.4. Evolution temporelle des concentrations d'aluminium, d'ions hydrogène, ainsi que de l'alcalinité et du carbone inorganique pour la rivière Des Escoumins (ES-1) au cours de l'année 1981.



Evolution temporelle des concentrations d'aluminium, d'ions hydrogène, ainsi que de l'alcalinité et du